

Äolische Stofftransporte in Agrarlandschaften

*Experimentelle Untersuchungen und räumliche Modellierung
von Bodenerosionsprozessen durch Wind*

Dissertation
zur Erlangung des Doktorgrades
der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät
der Christian-Albrechts-Universität
zu Kiel

vorgelegt von
Michaela Bach

Kiel, April 2008

Referent:

Korreferent:

Tag der mündlichen Prüfung:

Zum Druck genehmigt: Kiel, den

.....

Der Dekan

Eidestattliche Versicherung

Ich erkläre an Eides statt, dass ich meine Dissertation '*Äolische Stofftransporte in Agrarlandschaften – Experimentelle Untersuchungen und räumliche Modellierung von Bodenerosionsprozessen durch Wind*' selbstständig und ohne fremde Hilfe, abgesehen von der Beratung durch meinen Betreuer, angefertigt habe.

Die vorliegende Arbeit wurde weder ganz noch in Teilen bereits an einer anderen Stelle im Rahmen eines Prüfungsverfahrens vorgelegt, veröffentlicht oder zur Veröffentlichung eingereicht.

Alle von anderen Autoren wörtlich übernommenen Stellen, wie auch die sich an die Gedanken anderer Autoren eng anlehnenden Ausführungen meiner Arbeit, habe ich besonders gekennzeichnet und die Quellen nach den mir gegebenen Richtlinien zitiert.

Kiel, den 20. April 2008

„When you can measure what you are speaking about, and express it in numbers, you know something about it; but when you cannot measure it, when you cannot express it in numbers, your knowledge is of a meager and unsatisfactory kind: it may be the beginning of knowledge, but you have scarcely in your thoughts advanced to the state of science, whatever the matter may be.“

Lord Kelvin, 1883

Vorwort

Die vorliegende Arbeit entstand auf Anregung meines Doktorvaters Herrn Prof. Dr. Rainer Duttmann, dem ich an dieser Stelle für die wissenschaftliche Betreuung und die stete Förderung herzlich danken möchte.

Für die außerordentliche Förderung meiner Arbeit im Rahmen der Förderung des wissenschaftlichen und künstlerischen Nachwuchses möchte ich der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel und dem Land Schleswig-Holstein meinen Dank aussprechen.

Ganz wesentlich zum Gelingen dieser Arbeit hat Herr James M. Gregory, Texas Tech University, Lubbock/ USA, durch die Überlassung des Winderosionsmodells TEAM beigetragen. Obgleich wir uns bislang nicht persönlich kennen lernen konnten, geht ein ganz besonderer Dank an dieser Stelle an ihn. Ebenso möchte ich mich bei Herrn Reimer Hansen bedanken, der mir seit vielen Jahren im Untersuchungsgebiet Goldelund freien Zugang zu seinen Flächen gewährt hat und mir immer mit großer Offenheit und Hilfsbereitschaft begegnet ist. Darüber hinaus sei an dieser Stelle noch einmal dem Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein für die Herstellung dieses Kontaktes gedankt.

Für die zahlreichen Denkanstöße, die Diskussionsbereitschaft und Unterstützung im Verlauf dieser Arbeit möchte ich meinen Kollegen Ulrike Klein, Bianca Willié, Alexander Herzig und Karsten Krüger sowie Kay Sumfleth danken. Letzterem ganz besonders, hat er doch mit mir gemeinsam die letzten Wochen der Fertigstellung in unserer Büro-WG im 1. Stock durchlitten. An dieser Stelle gilt mein herzlicher Dank auch Juliane Janas und Daniel Gerken für die Unterstützung bei den Windkanalexperimenten sowie Ursula Bock und Antje Berger für die Hilfe bei der Laboranalytik.

Nicht zuletzt danke ich meinen Eltern und Freunden für die aufbauenden Worte, die jederzeit offenen Ohren, die Hilfe und Unterstützung sowie den Glauben an mich und meine Arbeit.

Inhaltsverzeichnis

1 Einführung.....	1
1.1 Problemstellung.....	2
1.2 Zielsetzung und Aufbau.....	6
2 Stand der Forschung.....	9
2.1 Physikalische Grundlagen.....	9
2.2 Empirisch-statistische Modelle.....	12
2.3 Physikalisch-basierte Modelle.....	15
2.4 Stofftransportmodellierung.....	18
3 Das methodische Vorgehen in der Übersicht.....	23
3.1 Feldarbeiten.....	23
3.1.1 Probennahme und Kartierung.....	25
3.1.2 Freilandversuche.....	25
3.2 Windkanalexperimente.....	28
3.2.1 Technisch-physikalische Eigenschaften des Windkanals.....	28
3.2.2 Versuchsdesign.....	31
3.2.3 Bestimmung der Grenzschichtmächtigkeit.....	33
3.3 Das Winderosionsmodell TEAM.....	36
3.3.1 Faktorengruppe klimatische Erosivität.....	37
3.3.2 Faktorengruppe Erodibilität.....	39
3.3.3 Faktorengruppe Eigenschaften der erodierenden Oberfläche.....	43
3.3.4 Berechnung von Transportraten.....	44

3.3.5 Zusammenfassung.....	46
4 Das Untersuchungsgebiet.....	49
4.1 Geologische und geomorphologische Verhältnisse.....	49
4.2 Klimatische Bedingungen.....	53
4.3 Charakteristische Bodentypen und deren Verbreitung.....	54
4.4 Entwicklung der Kulturlandschaft und aktuelle Landnutzung.....	54
5 Ergebnisse.....	57
5.1 Beschreibung und Quantifizierung des Sediment- und Stofftransports im Experiment und im Freiland.....	57
5.1.1 Beschreibung der Stofftransporte im Experiment.....	57
5.1.2 Beschreibung der Stofftransporte im Freiland.....	66
5.1.3 Quantifizierung des Sediment- und Stofftransportes.....	71
5.2 Ableitung von Transportbeziehungen für ausgewählte Nährstoffe und organische Substanz.....	75
5.2.1 Ableitung empirisch-statistischer Gesamtstofftransportmodelle.....	75
5.2.2 Stoffspezifische Anreicherungsfaktoren.....	77
5.3 Kalibrierung und Erweiterung des Modells TEAM.....	79
5.3.1 Modellkalibrierung.....	80
5.3.2 Modellerweiterung zur Vorhersage des äolischen Sediment- und Stofftransportes – TEAMn.....	84
5.4 Szenarienbasierte Simulation des Sediment- und Stofftransportes.....	87
5.4.1 Trendanalysen zur klimatischen Erosivität im nordwestlichen Schleswig-Holstein (1891-2005).....	89
5.4.2 Exemplarische Modellierung äolischer Stofftransporte im Freiland mit TEAMn.....	93
6 Diskussion der Ergebnisse.....	97
7 Fazit und Ausblick.....	107

8 Zusammenfassung.....	113
9 Summary.....	115
10 Literaturverzeichnis.....	117

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 2.1 Schubspannungsgeschwindigkeiten unterschiedlicher Transportmodi in Abhängigkeit des Korndurchmessers (Gebhardt et al. 2007, S.297, verändert).....	10
Abbildung 3.1 Übersichtsdarstellung der Intensivuntersuchungsflächen im Untersuchungsgebiet Goldelund.....	24
Abbildung 3.2 Aufrisszeichnung des Grenzschichtwindkanals (eigenes Photo, Skizze aus Groß 2002, S.34).....	29
Abbildung 3.3 Sedimentfallenanlage im Windkanal und Skizze der MWAC-Sampler...	32
Abbildung 3.4 Geschwindigkeitsprofile zur Ableitung der Grenzschichtmächtigkeit.....	34
Abbildung 3.5 Regressionsgleichungen zur Ableitung der Parameter u^* und z_0	35
Abbildung 3.6 Das Modell TEAM in der Übersicht.....	47
Abbildung 4.1 Übersichtskarte des Untersuchungsgebietes Goldelund.....	50
Abbildung 4.2 Übersicht über das Untersuchungsgebiet und Lage der Intensivuntersuchungsflächen.....	51
Abbildung 4.3 Geologische Übersichtskarte des Untersuchungsgebietes Goldelund....	52
Abbildung 5.1 Relative Transportprofile ausgesuchter Stoffe im Windkanalexperiment – Varianten 1 und 2.....	63
Abbildung 5.2 Relative Transportprofile ausgesuchter Stoffe im Windkanalexperiment – Varianten 3 und 4.....	64
Abbildung 5.3 Intensivuntersuchungsfläche Hauskoppel mit Freilandversuchsfläche und Samplerstandorten.....	68
Abbildung 5.4 Box and Whisker–Plot der Ergebnisse der Feldversuche für den höhen-differenzierten Gesamtkohlenstofftransport.....	70

Abbildung 5.5 Mittlere, vertikale Sedimenttransportprofile im Windkanalexperiment (Varianten 2, 3 und 4).....	73
Abbildung 5.6 Integrierte, standardisierte Gesamtsedimenttransportraten (z_0 – 100 cm ü GOF) der Versuchsvarianten 2 bis 4.....	74
Abbildung 5.7 Mittlere vertikale Stofftransportprofile im Windkanalexperiment (Varianten 2, 3 und 4).....	76
Abbildung 5.8 Streudiagramme zur Vorhersagequalität der abgeleiteten Transportmodelle (Validierset $n = 27$).....	79
Abbildung 5.9 Gemessene und mit TEAM unkalibriert modellierte Sedimenttransportraten der Windkanalversuche ($n = 63$).....	81
Abbildung 5.10 Gemessene und mit TEAM kalibriert modellierte Sedimenttransportraten der Windkanalversuche ($n = 63$).....	82
Abbildung 5.11 Gemessene und mit TEAM modellierte Sedimenttransportraten des unabhängigen Validiersets ($n = 27$).....	84
Abbildung 5.12 Gemessener und mit TEAMn modellierter Gesamtkohlenstofftransport im Windkanalexperiment ($n = 90$).....	85
Abbildung 5.13 Gemessener und mit TEAMn modellierter Transport pflanzenverfügbaren Phosphats (P_2O_5) im Windkanalexperiment ($n = 90$).....	86
Abbildung 5.14 Gemessener und mit TEAMn modellierter Transport pflanzenverfügbaren Kaliums (K_2O) im Windkanalexperiment ($n = 90$).....	87
Abbildung 5.15 Auftretenshäufigkeit dokumentierter Winderosionsereignisse (1947 bis 2007) in der schleswig-holsteinischen Geest.....	88
Abbildung 5.16 Niederschlag, Lufttemperatur und Tage mit Wind aus östlichen Richtungen an der Station Husum (1891 - 1973).....	92
Abbildung 5.17 Witterungsverlauf im März 1969 (Station Leck 1410).....	94

Abbildung 5.18 Modellergebnis für das Winderosionsereignis März 1969 im Untersuchungsgebiet Goldelund	95
---	----

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1.1 Flächeninterne und flächenexterne Auswirkungen windbedingter Bodenerosion (Goossens 2003, S.30, verändert).....	4
Tabelle 2.1 Auswahl empirisch-statistischer Winderosionsmodelle.....	14
Tabelle 2.2 Auswahl physikalisch-basierter Winderosionsmodelle.....	17
Tabelle 3.1 Aufnahme- und Analyseparameter der Feldarbeiten.....	25
Tabelle 3.2 Übersicht über das Freilandversuchswesen.....	27
Tabelle 3.3 Setup der Windkanalversuche.....	32
Tabelle 3.4 Strömungsgeschwindigkeitsprofile zur Ableitung der Grenzschichtmächtigkeit.....	34
Tabelle 3.5 Reibungsgeschwindigkeiten u^* und Rauigkeitslängen z_0 für unterschiedliche Strömungsgeschwindigkeiten.....	36
Tabelle 5.1 Physikalische und chemische Eigenschaften des in den Windkanalversuchen verwendeten Bodens	57
Tabelle 5.2 Deskriptive Statistik der Windkanalversuche, Variante 1.....	58
Tabelle 5.3 Deskriptive Statistik der Windkanalversuche, Variante 2.....	59
Tabelle 5.4 Deskriptive Statistik der Windkanalversuche, Variante 3.....	61
Tabelle 5.5 Deskriptive Statistik der Windkanalversuche, Variante 4.....	66
Tabelle 5.6 Deskriptive Statistik der Feldversuchsergebnisse.....	69
Tabelle 5.7 Moran (I) - Index als Maß der räumlichen Autokorrelation der Stoffgehalte in den betrachteten Transporthöhen der Feldversuche.....	71
Tabelle 5.8 Deskriptive Statistik der Sedimenttransporte im Experiment.....	72

Tabelle 5.9 Standardisierte Gesamtstofftransportraten im Windkanal.....	77
Tabelle 5.10 Stoffspezifische prozentuale Anreicherungsfaktoren für ausgewählte Nährstoffe und Gesamtkohlenstoff als Anteil an der Gesamttransportrate.....	78
Tabelle 5.11 Verwendete Klimastationen und zeitliche Auflösung der Datenkollektive	89

1 Einführung

Böden sind die vielgestaltige Lebensgrundlage des Menschen. Sie greifen als Regler in die Stoffflüsse in Ökosystemen ein, sind Lebensraum für Mikroorganismen, Pflanzen, Tiere und den Menschen. Böden sind Grundlage der land- und forstwirtschaftlichen Produktion und stellen selbst wiederum Rohstofflieferanten dar. Sie bieten Platz für Siedlungstätigkeit, Wirtschaft, Verkehr und Erholung. Als Spiegel der Landschaftsgeschichte sind Böden Archive der Natur- und Kulturgeschichte und der Einflussnahme des Menschen.

Den vielfältigen Funktionen des Bodens stehen ebenso zahlreiche Belastungen gegenüber, denen der Boden ausgesetzt ist und die zu einer Verschlechterung der Qualität des Bodens führen können. Der schwerwiegende, zum Teil irreversible Funktionsverlust des Bodens wird unter dem Begriff der Degradation zusammengefasst. Der Verlust an organischer Substanz, lokale und diffuse Verunreinigungen, Versiegelung, Verdichtung und der Rückgang der biologischen Vielfalt tragen ebenso zur qualitativen Verschlechterung des Bodens bei wie Versalzung, Überschwemmungen, Massenbewegungen und nicht zuletzt Bodenerosion durch Wasser und Wind.

Bodenneubildung ist ein extrem langsamer Prozess, in 100 Jahren wird durchschnittlich 1 cm Boden neu gebildet. Vor diesem Hintergrund sind Böden als nicht erneuerbare Ressource anzusehen. Jeder Bodenverlust, der $1 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ übersteigt, muss nach Ansicht der EEA (1999), innerhalb einer Zeitspanne von 50 - 100 Jahren, als irreversibel angesehen werden. Dem vorsorgenden Bodenschutz kommt in diesem Zusammenhang eine übergeordnete Bedeutung zu, denn die Wiederherstellung des umfangreichen Funktionszusammenhanges des Bodens ist im Allgemeinen nur unvollkommen und mit großem finanziellen, technischen und zeitlichen Aufwand zu realisieren.

Die nachhaltige Sicherung und Wiederherstellung der Bodenfunktionen auf nationaler Ebene ist das Ziel des Bundes-Bodenschutzgesetzes (BBodSchG 1998). Jede Nutzung des Bodens muss gemäß § 4 BBodSchG sicherstellen, dass keine schädliche Bodenveränderung erfolgt. Darüber hinaus gilt die Vorsorgepflicht des Grundstückseigentümers, der bei der Nutzung eine Vermeidung oder Verminderung schädlicher Einwirkungen in den Vordergrund zu stellen hat, sofern diese auch im Hinblick auf den Zweck der Nutzung als verhältnismäßig einzustufen sind (§ 7 BBodSchG). Im Rahmen der landwirtschaftlichen Bodennutzung ist die Einhaltung der Vorsorgepflicht durch das

Wirtschaften nach den Regeln guter fachlicher Praxis (§ 17 BBodSchG) sichergestellt. Die nachhaltige Bewirtschaftung mit dem Ziel der langfristigen Sicherung der Bodenfruchtbarkeit und der Leistungsfähigkeit bildet den Grundsatz der durch das Bundes-Bodenschutzgesetz geforderten landwirtschaftlichen Produktionsverfahren. Dabei steht eine an den Standort und die aktuellen Witterungsbedingungen angepasste Bewirtschaftung im Vordergrund, deren Ziel es unter anderem sein muss, die Bodenstruktur zu erhalten, Bodenabträge zu vermeiden und den standorttypischen Humusgehalt des Bodens zu sichern. Der landesrechtliche Vollzug des Bundes-Bodenschutzgesetzes ist im Landesbodenschutz- und Altlastengesetz (LBodSchG 2002) des Landes Schleswig-Holstein sichergestellt. Die programmatischen Ziele des bereits 1997 durch den Landtag verabschiedeten Bodenschutzprogrammes, die den Vorsorgegedanken in das Zentrum des Bodenschutzes auf Landesebene stellen, haben bis heute Gültigkeit (MLUR 2008).

Auf europäischer Ebene wird seit dem Jahr 2002 eine Europäische Bodenrahmenrichtlinie (EBRRL) erarbeitet. Analog zur Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) soll sie einen Ordnungsrahmen zum Schutz des Bodens auf übergeordneter, sich nicht an den Grenzen der Mitgliedsstaaten orientierender Ebene darstellen (KOM 2006 a, b). Ebenso wie in der nationalen Gesetzgebung stehen Schutz und nachhaltige Nutzung des Bodens im Zentrum der Strategie. Einer fortschreitenden Verschlechterung der Bodenqualität soll entgegengewirkt und dafür Sorge getragen werden, dass der natürliche Funktionsumfang des Bodens erhalten bleibt. Über den Vorsorgegedanken hinaus ist die Wiederherstellung der Böden für geplante Nutzungen unter Berücksichtigung der Kosten für die Sanierung Ziel der thematischen Strategie für den Bodenschutz der EU.

1.1 Problemstellung

Unter dem Begriff Bodenerosion wird der anthropogen verstärkte, über das natürliche Maß hinausgehende Abtrag von Boden durch Wasser und Wind zusammengefasst. Bodenabtrag durch Erosion ist das Resultat des Zusammenwirkens der Faktoren Klima, Relief, Bodeneigenschaften, Bodenbedeckung und Landnutzung (EEA 2003a). Die vorliegende Arbeit beschäftigt sich mit Bodenerosionsprozessen durch Wind in Agrarlandschaften.

Bodenerosion durch Wind ist ein korngrößenselektiver Transportprozess. Durch den Zusammenhang zwischen Partikelgröße/ -masse und Strömungsgeschwindigkeit sowie aufgrund der eng an Transportmodus und -höhe gekoppelten Transportdistanzen kommt es zu einem bevorzugten Austrag feiner, leichter Bodenbestandteile, die gegenüber dem Ausgangsmaterial einen überproportionalen Nährstoffgehalt aufweisen. Damit unterliegen die Nettoerosionsflächen langfristig einer Nährstoffverarmung, die Nettoakkumulationsflächen weisen im Gegensatz dazu eine relative Nährstoffanreicherung auf.

Äolische Stofftransporte und die damit in Verbindung stehende langfristige Degradation des Bodens sind sowohl historisch als auch rezent in weiten Teilen der Erde zu beobachtende Prozesse. Eine Reduktion der natürlichen Bodenbedeckung durch Überweidung oder durch Bodenbearbeitung im Rahmen ackerbaulicher Flächennutzung führt in Regionen mit erhöhtem bodenbürtigem Erosionsrisiko und hoher klimatischer Erosivität zum Auftreten von windbedingtem Bodenabtrag.

Neben dem reinen Massenverlust an Boden, tragen vielfältige flächeninterne („on-site“) und flächenexterne („off-site“) Auswirkungen des Erosionsprozesses zur langfristigen Degradation des Bodens und seiner Funktionen bei. Tabelle 1.1 fasst die „on-site“- und „off-site“-Effekt zusammen.

Angesichts der seit Beginn des 20. Jahrhunderts weltweit beobachtbaren zunehmenden Bodendegradation durch Winderosion, lag der Schwerpunkt der Bodenerosionsforschung zunächst auf der Betrachtung des durch Wind umgelagerten mineralischen Sediments und auf der kleinräumigen Prognose des Mineralbodenabtrages. Die Frage nach den ökologischen und ökonomischen Folgen windbedingter Bodenerosion rückte erst in der jüngeren Vergangenheit zunehmend in den Fokus von Wissenschaft und Politik. Die Kommission der Europäischen Gemeinschaften kommt im Jahr 2006 zu dem Schluss:

„[...] dass sich die Qualität der Böden in den letzten Jahrzehnten erheblich verschlechtert hat [...]. Die Verschlechterung der Bodenqualität wird durch menschliche Tätigkeit verursacht und verstärkt. Der Klimawandel in Verbindung mit einzelnen, immer häufiger auftretenden extremen Witterungseinflüssen wird sich ebenfalls nachteilig auf die Böden auswirken.“ (KOM 2006, S.2)

Tabelle 1.1 Flächeninterne und flächenexterne Auswirkungen windbedingter Bodenerosion (GOOSSENS 2003, S.30, verändert)

„on-site“ - Effekte		„off-site“ - Effekte	
Bodendegradation		Kurzzeitige Effekte	
<ul style="list-style-type: none"> • Austrag von Feinmaterial durch selektiven Transport, Anreicherung gröberen Materials • Austrag von organischer Substanz • Nährstoffaustrag • Abnahme der Wasserkapazität im Oberboden • Schädigung der Bodenstruktur • Anregung der Versauerung des Oberbodens 		<ul style="list-style-type: none"> • Abnahme der Sichtweite, Gefährdung des Verkehrs • Materialdeposition auf Straßen, in Gräben und entlang von Hecken • Staubdeposition in Häusern, Fahrzeugen etc. • Eindringen von Staub in technische Anlagen und Maschinen • Qualitätsverlust durch Staubakkumulation auf landwirtschaftlichen Nutzpflanzen 	
Schäden durch Abrasion		Langfristige Effekte	
<ul style="list-style-type: none"> • Direkte Abrasion der Pflanzenoberfläche, dadurch Ertragsrückgang und Qualitätsverluste • Infektion der Pflanzen mit eingewehten Krankheitserregern, die an Bodenpartikel gebunden sind • Förderung der Staubreisetzung durch Sal-tation 		<ul style="list-style-type: none"> • Atemwegserkrankungen durch das Einatmen von Stäuben • Aufnahme äolisch transportierter Partikel durch Pflanzen und Tiere; Belastung der Nahrungskette • Deposition von Schwermetallen und anderen chemischen Verbindungen • Kontamination von Grund- und Oberflächenwasser durch Sedimenteintrag • Eutrophierung von Grund- und Oberflächenwasser • Eintrag in unbelastete Ökosysteme 	
Weitere Schädwirkungen			
<ul style="list-style-type: none"> • Eintrag von Krankheitserregern und Bodenbestandteilen in bislang nicht infizierte Bereiche landwirtschaftlicher Nutzflächen • Akkumulation äolisch transportierten Materials geringerer Qualität • Sandakkumulationen an Feldgrenzen, Verfüllung von Drainage-Gräben • Überdeckung von Pflanzen • Verlust von Saatgut und auflaufenden Feldfrüchten 			

Die Europäische Umweltagentur schätzt die durch Wassererosion betroffene europäische Festlandfläche auf 115 Mio. ha, rund 42 Mio. ha sind durch Winderosion betroffen (EEA 1998). FUNK & REUTER (2006) quantifizieren das Ausmaß der von windbedingter Bodenerosion in Deutschland betroffenen Fläche auf 4,1 Mio. ha.

Die ökonomischen Verluste durch Winderosion auf landwirtschaftlichen Nutzflächen in Europa werden auf 53 € ha⁻¹ geschätzt (EEA 2003 b). Die „off-site“- Schäden werden darüber hinaus mit etwa 32 € ha⁻¹ taxiert. Allerdings sind derartige Schätzungen mit großen Unsicherheiten behaftet, da zuverlässige Methoden zur Quantifizierung des windbedingten Nährstoffaustrages, als wesentlicher Faktor für die Standortdegradation bislang fehlen.

Obwohl SCHERTZ ET AL. (1985), ZOBECK & FRYREAR (1986) sowie ZOBECK ET AL. (1989) bereits Mitte der 1980er Jahre erheblichen Forschungsbedarf auf dem Gebiet der Quantifizierung und Modellierung äolischer Stofftransporte ausmachten, existieren dazu bislang nur wenige Arbeiten. NEEMANN (1991) beziffert den Verlust bei einem starken Erosionsereignis auf 10 kg ha⁻¹ bis 162 kg ha⁻¹ Stickstoff (N), 30 kg ha⁻¹ bis 246 kg ha⁻¹ P₂O₅, 27 kg ha⁻¹ bis 237 kg ha⁻¹ K₂O, 35 kg ha⁻¹ bis 210 kg ha⁻¹ Magnesiumoxid (MgO) und zwischen 115 kg ha⁻¹ und 642 kg ha⁻¹ Calciumoxid (CaO). Die Schwankungsbreite der bei NEEMANN (1991) betrachteten Nährstoffverluste steht dabei stellvertretend für die derzeit bei der Quantifizierung äolischer Stofftransporte erreichbare Genauigkeit. Eine wesentliche Einschränkung erfährt die Modellbildung und Quantifizierung insbesondere durch die geringe Anzahl dokumentierter Feldmessungen. Die Forschungsarbeiten und die aus ihnen abgeleiteten Ergebnisse beruhen meist nur auf kleinen Grundgesamtheiten und speziellen Versuchsbedingungen. Eine Übertragung der Ergebnisse ist vor diesem Hintergrund nur mit Einschränkungen möglich, so dass beispielsweise GOOSSENS (2004, S.101) folgert:

„[...] some care should be taken when extrapolating the data [...] to other soil wind erosion studies. Further experimental work executed on other soil types and under different environmental conditions, is necessary to allow a more complete assessment of the dynamics of organic matter during wind erosion.“

Ergänzende Experimente im Windkanal unter standardisierten Rahmenbedingungen können dazu beitragen, Gesetzmäßigkeiten auf Basis umfangreicher Parallelversuche abzuleiten und statistisch abzusichern.

Die Frage nach der Quantifizierung der bei Winderosionsereignissen partikelgebunden ausgetragenen und deponierten Nährstoffmengen ist nach wie vor unbeantwortet. Würde es gelingen, den Nährstoffgehalt im äolischen Transportstrom über eine Anreicherungsbeziehung mit dem Stoffgehalt der Quellfläche in Beziehung zu setzen und formelhaft zu beschreiben, ließe sich die partikelgebunden transportierte Nährstoffmenge durch Verknüpfung dieser Anreicherungsbeziehung mit modellierten Sedimentfrachten quantifizieren. Ähnliche Ansätze haben sich bei der Modellierung von

Nährstofftransporten durch Wassererosion seit langem bewährt (YOUNG ET AL. 1994, YOON & DISRUUD 1993) und sind Bestandteil zahlreicher Erosions- und Stofftransportmodelle wie zum Beispiel AGNPS oder CREAMS).

Aus der Problemstellung lassen sich folgende Forschungsfragen für die vorliegende Arbeit ableiten:

- Inwieweit lassen sich Anreicherungsfaktoren für Nährstoffe und organische Substanz im Windkanal und im Freiland nachweisen und welchen Regelmäßigkeiten sind diese unterworfen?
- Ergeben sich in Abhängigkeit von der Strömungsgeschwindigkeit und der Bewindungsdauer unterschiedliche Transportprofile für den Partikeltransport und den daran gekoppelten Transport von Nährstoffen und organischer Substanz?
- Inwieweit lassen sich die Ergebnisse aus Windkanalexperimenten auf Untersuchungen im Freiland übertragen?

1.2 Zielsetzung und Aufbau

Das Hauptziel im Rahmen dieser Dissertation ist die Entwicklung eines Ansatzes zur modellbasierten Abschätzung des windbedingten Transportes partikulär gebundener Nährstoffe und organischer Substanz auf landwirtschaftlichen Nutzflächen der nordmitteleuropäischen Sandergeest. Es lassen sich fünf untergeordnete Ziele für die vorliegende Arbeit definieren:

- Erfassung und Beschreibung des Transportes von Sediment und partikulär gebundenen Nährstoffen sowie organischer Substanz im Experiment und im Freiland.
- Ableitung funktionaler Zusammenhänge zwischen dem Transport von mineralischer Bodensubstanz und partikelgebundenen Nährstoffen sowie organischer Substanz unter Berücksichtigung der Faktoren Strömungsgeschwindigkeit und Bewindungsdauer.

- Entwicklung und Validierung empirisch-statistischer Transportmodelle für ausgewählte Bodenbestandteile.
- Kalibrierung, Validierung und Erweiterung des prozess-basierten Winderosionsmodells TEAM zum ereignisbezogenen Gesamtstofftransportmodell TEAMⁿ für nordmitteleuropäische Bedingungen.
- Modellierung dokumentierter Winderosionsereignisse und Trendanalyse der langfristigen Entwicklung der klimatischen Erosivität im Untersuchungsgebiet vor dem Hintergrund des Klimawandels.

Der Aufbau der vorliegenden Arbeit orientiert sich im Folgenden an den oben definierten offenen Forschungsfragen und Zielen der Dissertation.

Einführend gibt Kapitel 2 einen Überblick zum aktuellen Stand der Forschung. Neben dem Kenntnisstand der physikalischen Grundlagen des Erosions-, Transport- und Akkumulationsprozesses (Kapitel 2.1) werden internationale Ansätze zur empirisch-statistischen (Kapitel 2.2) und physikalisch-basierten Modellierung (Kapitel 2.3) dargestellt. Darüber hinaus werden Ansätze der Modellierung des äolischen Stofftransportes in Kapitel 2.4 zusammengefasst.

Das methodische Vorgehen wird in Kapitel 3 erläutert. Die Untergliederung orientiert sich an den wesentlichen methodischen Arbeitsschritten der vorliegenden Arbeit: den Feldarbeiten (Kapitel 3.1), den Windkanalexperimenten (Kapitel 3.2) und der Modellierung mit Hilfe des Winderosionsmodells TEAM (Kapitel 3.3).

Der regionale Bezug wird in Kapitel 4 hergestellt, in dem eine Charakterisierung des Untersuchungsgebietes, seiner geologischen, geomorphologischen und pedologischen Ausstattung, der klimatischen Bedingungen und der Kulturlandschaftsentwicklung erfolgt.

Die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung äolischer Stofftransporte in Agrarlandschaften werden in Kapitel 5 ausführlich erläutert. Die Diskussion der Ergebnisse folgt in Kapitel 6.

Ein abschließendes Fazit und einen thematischen Ausblick bildet Kapitel 7. Eine kurze Zusammenfassung der gesamten Arbeit gibt Kapitel 8.

2 Stand der Forschung

Im folgenden Abschnitt wird der aktuelle Stand der Forschung in den für diese Arbeit relevanten Themenbereichen dargestellt. Der Schwerpunkt liegt dabei auf den physikalischen Prozessgrundlagen und den Ansätzen der Modellierung.

Modelle sind vereinfachte, zweckorientierte Abbildungen der realen Welt und der in ihr ablaufenden Prozesse. Ihr Abstraktionsgrad ist anwendungsabhängig. Entscheidend ist, dass das Modell die Parameter und ihre Interaktionen abbildet, die für den betrachteten Prozess im Vordergrund stehen.

„[...] an ecological model must contain the features, that are of interest for the management or the scientific problem, that we wish to solve by use of the model.“
(JÖRGENSEN 1994, S.5)

Abhängig vom Prozessverständnis lassen sich *black box*-, *grey box*- und *white box*-Modelle voneinander abgrenzen. Die abgebildete Prozessgenauigkeit und das Prozessverständnis nimmt von den *black box*- über die *grey box*- hin zu den *white box*-Modellen zu. Nach JÖRGENSEN (1994) lassen sich weiterhin *empirisch-statistische*, *physikalische* und *mathematische* Modelle unterscheiden. Physikalische und mathematische Modelle werden häufig auch unter dem Sammelbegriff der physikalisch-basierten Modelle zusammengefasst. Die Bezeichnung prozess-basiert ist in diesem Zusammenhang als synonym zu verstehen.

Die Gliederung des folgenden Forschungsstandes orientiert sich an dieser grundlegenden Einteilung. Zunächst gibt Kapitel 2.1 eine kurze Einführung in die physikalischen Grundlagen des Prozessgeschehens. Anschließend werden die empirisch-statistischen Ansätze zur Winderosionsmodellierung (Kapitel 2.2) und nachfolgend in Kapitel 2.3 physikalisch-basierte Modellansätze vorgestellt. Einen Überblick über die Modellierung des partikulär gebundenen äolischen Stofftransportes gibt abschließend Kapitel 2.4.

2.1 Physikalische Grundlagen

Auf Bodenpartikel, die einer turbulenten Luftströmung ausgesetzt sind, wirken aerodynamische Schubkräfte \mathbf{F}_d , Hubkräfte \mathbf{F}_l , die Gravitationskraft \mathbf{F}_g sowie interpartikuläre Kohäsionskräfte \mathbf{F}_i . Überwiegt die Summe der aerodynamischen Bewegungskräfte \mathbf{F}_d und \mathbf{F}_l gegenüber den beharrenden Kräften \mathbf{F}_g und \mathbf{F}_i , kommt es zur Loslösung von

Partikeln aus dem Bodenverband (BAGNOLD 1954, SHAO 2000). Dabei sind Strömungseigenschaften, insbesondere Geschwindigkeit und Böigkeit, ausschlaggebend für die durch die aerodynamischen Kräfte in das System eingetragene Energie. Die beharrenden Kräfte sind als Funktion der Oberflächen- und Materialeigenschaften zu bestimmen. Die Loslösung von Material erfolgt initial durch direkte Einwirkung der aerodynamischen Kräfte auf die Bodenoberfläche. Sekundär kommt es zu einem zusätzlichen Energieeintrag durch den Wiederaufprall transportierter Partikel.

In Abhängigkeit der Partikelgröße lassen sich drei Transportmodi mit charakteristischen vertikalen und horizontalen Transportdistanzen unterscheiden. Große Bodenteilchen mit einem Äquivalentdurchmesser $> 500 \mu\text{m}$ (einige Autoren nennen auch Größenbereiche $> 1000 \mu\text{m}$ (SHAO 2000) bzw. Äquivalentdurchmesser von $500 \mu\text{m}$ bis $2000 \mu\text{m}$ (FUNK 1995, FANGMEIER ET AL. 2006)) werden aufgrund ihrer Masse nicht von der Bodenoberfläche abgelöst. Sie werden durch den Windschub rollend auf der Bodenoberfläche transportiert (Reptation). Reptation findet in erster Linie schlagintern statt. Die maximale Transportdistanz beträgt selten mehr als einige Meter. Am Gesamttransport hat die Reptation einen Anteil von 7 % bis 25 % (CHEPIL 1945a, BAGNOLD 1954, FANGMEIER ET AL. 2006).

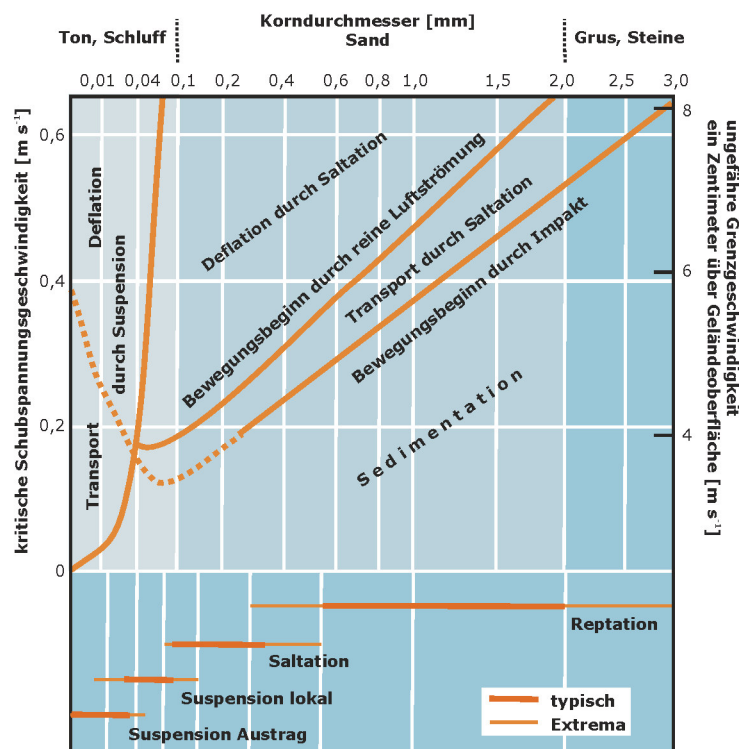


Abbildung 2.1 Schubspannungsgeschwindigkeiten unterschiedlicher Transportmodi in Abhängigkeit des Korndurchmessers (Gebhardt et al. 2007, S.297, verändert)

Teilchen mit einem Äquivalentdurchmesser zwischen 70 μm bis 500 μm (GROSS 2002) (70 μm - 1000 μm (SHAO 2000), 100 μm - 300 μm (FUNK 1995) bzw. 100 μm - 500 μm (FANGMEIER ET AL. 2006)) werden bei einer Strömungsenergieeinwirkung, die die beharrenden Kräfte übersteigt, aus der Oberfläche gelöst und saltierend transportiert. Dieser Transportmodus tritt bis in Höhen von 120 cm auf, wobei jedoch 90 % des saltierten Materials in Höhen bis 30 cm transportiert werden (CHEPIL 1945a). Das Verhältnis von Sprunghöhe zu Verlagerungsdistanz beträgt ungefähr 1:10 (CHEPIL 1945a). Der durch die zurückfallenden Körner übertragene Energieimpuls liefert den Partikeln an der Bodenoberfläche so viel kinetische Energie, dass diese nur noch einen reduzierten aerodynamischen Energieeintrag benötigen, um ihrerseits transportiert zu werden. Saltation ist somit ein sich selbst verstärkender Prozess. Mit zunehmender Feldlänge wird immer mehr Material bis zum Erreichen der Transportkapazität der Strömung aufgenommen (avalanching effect). Der Saltationsprozess kann in Abhängigkeit von der Korngrößenzusammensetzung des Substrates 50 % bis 80 % des Gesamttransportes ausmachen. FANGMEIER ET AL. (2006) beziffern den Anteil der Saltation am Gesamttransport auf 55 % bis 72 %.

Unterschreitet die massenabhängige Fallgeschwindigkeit der transportierten Teilchen die Geschwindigkeit der turbulenten Vertikalkomponente der Luftströmung, werden diese in Suspension gehalten und mit der Horizontalkomponente der Strömung verlagert. Der maximale Äquivalentdurchmesser von suspendiert transportierten Bodenpartikeln kann in Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit 70 μm bis 100 μm betragen (CHEPIL 1957, SHAO 2000). Transportentfernungen von einigen hundert Kilometern werden für Teilchen dieser Größe selten überschritten. Der Suspensionstransport von 70 μm bis 100 μm - Teilchen wird daher auch häufig als Kurzzeitsuspension bezeichnet (SHAO 2000). Material mit einem Äquivalentdurchmesser < 20 μm kann hingegen, aufgrund seiner geringen Fallgeschwindigkeit, zum Teil über mehrere tausend Kilometer hinweg verlagert werden. Dieser Langzeitsuspensionstransport kann mehrere Tage andauern. Je nach Korngrößenzusammensetzung des Ausgangssubstrates hat die Suspension einen Anteil von 3 % bis 38 % (CHEPIL 1945a) bzw. 3 % bis 10 % (FANGMEIER ET AL. 2006). Hiervon werden nach GROSS (2002) im Durchschnitt lediglich 1 % in den Einflussbereich der atmosphärischen Zirkulation eingetragen und innerhalb dieser über Distanzen > 1000 km verfrachtet. Bei Unterschreitung der korngrößenspezifischen Schwellenwindgeschwindigkeit kommt es zu einer selektiven Deposition.

2.2 Empirisch-statistische Modelle

Empirisch-statistische Modelle beschreiben das zu beobachtende Verhalten von Variablen untereinander, treffen jedoch keine Prozessaussagen. Sie stellen die einfachste mathematische Funktion dar, die die Messergebnisse am Besten abbilden. Weder physikalische Gesetzmäßigkeiten noch Annahmen über die Beziehung der Variablen zueinander werden vorausgesetzt. Zusammenfassend kann gesagt werden, dass empirisch-statistische Modelle aufgrund ihrer einfachen Anwendbarkeit häufig zur Abschätzung von Potenzialen herangezogen werden, der den Prozess betreffende Erkenntnisgewinn ist jedoch als gering einzustufen. Sie sind repräsentativ für die Messungen, aus denen sie abgeleitet wurden, erlauben jedoch keine Generalisierung.

Erste Ansätze zur empirisch-statistischen Winderosionsmodellierung wurden bereits Mitte des vergangenen Jahrhunderts unternommen. Den am weitesten verbreiteten Ansatz stellt die WEQ (*wind erosion equation*) dar. Basierend auf den Ansätzen von CHEPIL (1945 a, b, c; 1946 a, b, c; 1950 a, b), CHEPIL & WOODRUFF (1954) sowie CHEPIL ET AL. (1962) entwickelten WOODRUFF & SIDDOWAY (1965) ein empirisches Modell zur Abschätzung des mittleren jährlichen Bodenabtrages basierend auf den Steuergrößen Boden, Vegetation, Rauigkeit, Klima und Feldlänge. VAN PELT & ZOBECK (2004) schätzten mit Hilfe der WEQ den mittleren jährlichen Bodenabtrag für 7 Untersuchungsflächen in den USA ab, verglichen die Ergebnisse mit Feldmessdaten und kamen zu dem Ergebnis:

„Across all sites and periods considered in this investigation, WEQ only predicted about 53 % of the observed estimated erosion.“ (VAN PELT & ZOBECK 2004, S. 199)

Weiterentwicklungen durch BONDY ET AL. (1980) und COLE ET AL. (1983) ermöglichen eine Abschätzung für kürzere Zeitabschnitte. Erweiterungen der Eingangsparameter und die Berücksichtigung flächenspezifischer Bewirtschaftungsfaktoren haben in den 1990er Jahren zur RWEQ (*revised wind erosion equation*) geführt. Die jüngste Erweiterung umfasste die Integration eines Wettergenerators (COMIS & GERRIETTS 1994, FRYREAR 1998, FRYREAR ET AL. 2000).

FUNK & VOELKER (1998) nutzten die RWEQ zur Bestimmung der potenziellen Winderosionsgefährdung in Mecklenburg-Vorpommern. Der potenzielle Bodenabtrag wurde monatsweise berechnet, zum jährlichen Abtrag aggregiert und in 5 Klassen unterteilt. Da kein Vergleich zwischen modellierten und gemessenen Abträgen erfolgt, ist auf Grundlage der Arbeit von FUNK & VOELKER (1998) keine Aussage über die Anwendbarkeit der RWEQ in Nordwestdeutschland möglich. VAN PELT ET AL. (2004) leiteten bei Untersu-

chungen in den Vereinigten Staaten einen signifikanten Zusammenhang ($P < 0,05$) zwischen gemessenen und mit RWEQ kalkulierten Werten für die Parameter maximale Transportkapazität (Q_{\max}) und tatsächlicher Bodenabtrag (SL) ab (Korrelationskoeffizient 0,70 für Q_{\max} und 0,62 für SL). Keinen signifikanten Zusammenhang konnten sie jedoch für die Feldlänge des maximalen Transportes (S) herstellen (VAN PELT ET AL. 2004). Zusammenfassend bemerken die Autoren, dass die RWEQ Q_{\max} und SL unterschätzt, der Parameter S jedoch überschätzt wird. Des Weiteren gilt im Rahmen der Anwendung, dass

„[...] RWEQ tended to overestimate SL in low magnitude events and under-estimate SL for large magnitude events.“ (VAN PELT ET AL. 2004, S.197).

Zu einem vergleichbaren Ergebnis kommen VISSER ET AL. (2005a) bei der Anwendung der RWEQ in einem Untersuchungsgebiet in Burkina Faso. Sie fassen zusammen, dass die maximale Transportrate (Q_{\max}) durch das Modell unterschätzt wird. Dies gilt ebenso für die flächendifferenzierte Berechnung des Bodenabtrages (SL).

Das Model EPIC (*environmental policy integrated climate model*) wurde zur Abschätzung der Auswirkungen von Bodenerosion auf die Standortproduktivität entwickelt. Bewirtschaftungseffekte auf den Boden-, Wasser-, Nährstoff- und Pflanzenschutzmitteltransport sowie deren Auswirkungen auf den Bodenabtrag, die Wasserqualität und den Pflanzenertrag werden für Flächen modelliert, die bezüglich ihrer pedologischen Ausstattung und des Flächenmanagements als homogen anzusprechen sind (SHARPLEY & WILLIAMS 1990). Integriert in das Model EPIC findet sich ein empirisch-statistisches Submodell für den Bereich Winderosion. Dieser als WESS (*wind erosion stochastic simulator*) bezeichnete Modellteil wurde durch POTTER ET AL. (1998) für Alberta, Kanada und VAN PELT ET AL. (2004) für Texas, USA validiert. Der Vergleich von gemessenen und modellierten Werten der Parameter Erosion und Sedimenttransport für die Studie in Kanada (POTTER ET AL. 1998) hat gezeigt, dass sieben modellierte und kartierte Erosionsereignisse übereinstimmten, lediglich für ein Ereignis wurde der Sedimentaustrag durch das Modell überschätzt. WESS simulierte auf Grundlage des Datensatzes an drei Tagen Erosionsereignisse, die durch die Kartierungen nicht wiedergegeben wurden. Da der zeitliche und räumliche Rahmen der Untersuchungen sehr begrenzt war und aufgrund dieser Tatsache entscheidende Eingangsparameter als konstant angenommen wurden, lassen sich nach POTTER ET AL. (1998) keine allgemeingültigen Schlüsse über die Qualität der Simulationsergebnisse und damit des Modells ableiten. VAN PELT ET AL. (2004) simulierten mit WESS 24 Erosionsereignisse am Standort Big Spring, Texas, und verglichen die Werte mit ihren Messwerten. Unter der Annahme einer Genauigkeit von $\pm 50 \%$ unterschätzte WESS den Sedimenttransport für neun Ereignisse, bildete

acht hinreichend genau ab und überschätzte den Transport für sieben Ereignisse. Die Ergebnisse zeigen, dass Ereignisse mit hohen gemessenen Transporten tendenziell unterschätzt, solche mit geringen gemessenen Transporten hingegen überschätzt werden. VAN PELT ET AL. (2004) kommen zu dem Schluss, dass WESS bei Langzeitsimulationen zu einer Unterschätzung der Erosionsraten tendieren wird. Anwendungen des Modells WESS aus dem europäischen Raum bzw. der Bundesrepublik Deutschland sind nicht bekannt.

Neben den genannten empirisch-statistischen Modellen, die international Beachtung gefunden haben, existieren eine Vielzahl nationaler Methoden bzw. Ansätze. Eine Übersicht der in der Bundesrepublik Deutschland Anwendung findenden Modelle liefert die „Methodendokumentation Bodenkunde“ (BGR 2000). Neben den dort beschriebenen Ansätzen ist als weiteres empirisch-statistisches Modell die DIN-Norm 19706 (DIN 2003) zu nennen (vgl. Tabelle 2.1). Zur Abschätzung der potenziellen Erosionsgefährdung durch Wind gemäß § 5 Direktzahlungen – Verpflichtungen – Gesetz (DIREKTZAHLVERPFLG 2004) ist eine Abwandlung der DIN 19706 nationaler Standard und wird in den Bundesländern verpflichtend angewendet.

Tabelle 2.1 Auswahl empirisch-statistischer Winderosionsmodelle

Modell	Referenz	Ausgabe	Anwendungen
WEQ	WOODRUFF & SIDDOWAY 1965	mittlerer jährlicher Bodenabtrag (metrisch, [kg ha ⁻¹ a ⁻¹])	VAN PELT & ZOBECK 2004
RWEQ	FRYREAR, BILBRO & SALEH 1998	mittlerer jährlicher Bodenabtrag (metrisch, [kg ha ⁻¹ a ⁻¹])	FUNK & VOELKER 1998 VAN PELT ET AL. 2004 VISSER ET AL. 2005a
WESS	SHARPLEY & WILLIAMS 1990	ereignisbezogener/ mittlerer langjähriger Bodenabtrag (metrisch, [kg ha ⁻¹])	POTTER ET AL. 1998 VAN PELT ET AL. 2004
EfpA	CAPELLE & LÜDERS 1985	potenzielle Erosionsgefähr- dung von Mineralböden durch Wind (ordinal)	
K-Faktor	NEEMANN ET AL. 1989	texturabhängiger Bodenerodierbarkeitsfaktor (metrisch, dimensionslos)	
K-Faktor	NEEMANN 1991	textur- und aggregierungsab- hängiger Bodenerodierbarkeitsfaktor (metrisch, dimensionslos)	
	THIERMANN ET AL. 2000	Erosionsgefährdung durch Wind (ordinal)	GROSS & BÄRRING 2003

Modell	Referenz	Ausgabe	Anwendungen
DIN 19706	DIN 2003	Erosionsgefährdung von Böden durch Wind (ordinal)	DUTTMANN ET AL. 2005 BACH 2006
	FRIELINGHAUS ET AL. 2001	Winderosionsgefährdung auf Basis der MMK	FUNK ET AL. 2004

2.3 Physikalisch-basierte Modelle

Physikalisch-basierte Modelle werden auf Grundlage der physikalischen Gesetzmäßigkeiten der betrachteten Prozesse abgeleitet. Die mit ihnen produzierten Ergebnisse können anhand von Messungen überprüft werden. Meist kann jedoch auf empirisch-statistische Verallgemeinerungen nicht gänzlich verzichtet werden, zum Beispiel um Zusammenhänge zu berücksichtigen, deren physikalische Gesetzmäßigkeiten nicht oder noch nicht bekannt sind. Zusammenfassend kann gesagt werden, dass diesen Modellen ein hoher Erkenntnisgewinn zugrunde liegt. Die Vorhersagegenauigkeit ist jedoch deutlich geringer als bei empirisch-statistischen Modellen, d.h. häufig stimmen modellierte und gemessene Werte nicht überein. Dies ist meist ein Hinweis auf das mangelhafte Verständnis der physikalischen Gesetzmäßigkeiten des modellierten Prozesses. Trotz der prinzipiellen Übertragbarkeit physikalisch-basierter Modelle bedarf es grundsätzlich zu Beginn der Anwendung in einem neuen Simulationsgebiet der erneuten Modellkalibrierung mit Hilfe von Messwerten.

International existiert nur eine überschaubare Anzahl physikalisch-basierter Modelle zur Quantifizierung und räumlich differenzierten Abbildung der Bodenerosion durch Wind. Aufbauend auf den empirisch-statistischen Ansätzen der WEQ (WOODRUFF & SIDDOWAY 1965) und RWEQ (FRYREAR, BILBRO & SALEH 1998) entwickelte HAGEN (1991) das *wind erosion prediction system* (WEPS). Dieses stellt heute das nationale Standardverfahren innerhalb des Soil Conservation Service des USDA dar (WAGNER & HAGEN 2001, TATARKO & WAGNER 2002). FRYREAR (1998) weist auf die Anforderungen des Modells an die zeitliche und räumliche Auflösung und den allgemeinen Umfang der Eingangsparameter hin und stellt deshalb die Anwendung des WEPS als Standardverfahren in Frage. Eine Überprüfung des Submodells Erosion des WEPS durch HAGEN (2004) für 46 Erosionsereignisse in sechs Staaten der USA zeigt, dass das Model dazu tendiert, den Bodenabtrag zu unterschätzen. Dies trifft insbesondere für starke Erosionsereignisse zu. Eine vergleichbare Anwendung erfolgte durch FUNK ET AL. (2004) für Nordost-

deutschland. Die Messdaten von 21 Erosionsereignissen aus drei Jahren wurden mit den entsprechenden Simulationsergebnissen verglichen. Die Autoren kommen abschließend zu dem Ergebnis:

„Overall, the first comparison between measured and simulated soil losses by WEPS in Germany shows satisfying results. This includes the total soil loss for an event, the spatial variations on the field, and the temporal changes in the transport capacity.“
(Funk et al. 2004, S. 183)

Eine Modellanwendung, die nicht die Quantifizierung der Bodenerosion durch Wind im engeren Sinne zum Ziel hat, beschreiben COEN ET AL. (2004) für Alberta, Kanada. Basierend auf AGRASID-Daten (agricultural region of Alberta soil inventory database), langjährigen Klimadatenreihen und Landnutzungsdaten erfolgte eine räumliche Beurteilung des potenziellen Winderosionsrisikos für die Provinz Alberta. In Abhängigkeit der sich aus der aktuellen Nutzung ergebenden Exposition des Bodens gegenüber dem ermittelten Winderosionsrisiko lässt sich die Nachhaltigkeit der simulierten Boden-Klima-Landnutzungs-Kombinationen ableiten. WEBB ET AL. (2006) kommen trotz dieser bekannten großräumigen Anwendung zu dem Schluss, dass WEPS nur für kleinere Gebietsausschnitte, deren potenzielle Winderosionsgefährdung bekannt ist, Anwendung finden sollte. Zur Identifikation von Gefährdungsgebieten bietet sich das Modell jedoch nicht an, sofern sich diese über mehrere Landschaftsräume mit heterogener Boden-Klima-Landnutzungs-Ausstattung erstrecken. Weitere Anwendungen über den nordamerikanischen Kontinent hinaus beschreiben RIKSEN & FAYE-VISSER (ohne Jahr) für die Niederlande sowie VISSER ET AL. (2005 a, b) für Burkina Faso.

Im Rahmen des durch die EU geförderten Projektes WEELS wurde in den 1990er Jahren das gleichnamige Modellsystem WEELS (*wind erosion on european light soils*) in Kooperation schwedischer, britischer, niederländischer und deutscher Wissenschaftler entwickelt. Dieses Modell ermöglicht sowohl die räumlich differenzierte Modellierung der Bodenerosion durch Wind als auch die Möglichkeit der Simulation differenzierter Klima- und Landnutzungsszenarien auf unterschiedlichen Zeitskalen (BÖHNER ET AL. 2003, BÖHNER ET AL. 2004).

Als drittes, den gesamten Winderosionsprozess von der Ablösung bis zur Deposition abbildendes Tool, soll hier das Modell TEAM (*texas tech erosion analysis model*) genannt werden. Dies stellt das Ergebnis langjähriger Forschungstätigkeiten mit dem Ziel eines verbesserten physikalischen Verständnisses des betrachteten Gesamtprozesses

Winderosion dar (GREGORY 1984, ANDERSON & HALLET 1986, GREGORY ET AL. 1989, GREGORY ET AL. 2004). Überprüfungen der Modellergebnisse anhand von gemessenen oder aus der Literatur entnommenen Daten konnten zeigen, dass

„TEAM generally predicts measured results with an R^2 of 0,8 or better and generally has an α of 0,01 or lower [...]“ (Gregory & Darwish 2002, S.248)

Ein Vergleich mit anderen Winderosionsmodellen macht deutlich, dass TEAM Erosionsereignisse mit einer größeren Genauigkeit in Bezug auf den Sedimenttransport abbildet als dies durch die Vergleichsmodelle der Fall war. Die vorliegende Arbeit stellt eine Anwendung des Modells TEAM in der Bundesrepublik Deutschland dar. Weitere Ausführungen zum Simulationsablauf und der Modellgüte sind Kapitel 3.3 zu entnehmen.

Neben den beschriebenen Modellen WEPS, WEELS und TEAM, die als Gesamtprozess-Modelle verstanden werden können, existieren des Weiteren mehrere physikalisch-basierte Ansätze, die sich die Modellierung von Teiltransporten zum Ziel gesetzt haben. Vor dem Hintergrund der Bedeutung des atmosphärischen Staubeintrages und -transportes für das globale Klimasystem gewinnen die Staubtransportmodelle zunehmend an Bedeutung. Genannt werden müssen hier die Systeme DUSTTRAN (BUTLER ET AL. 1996), LEI (McTAINSH ET AL. 1999), WEAM (SHAO ET AL. 1994), IWEMS (SHAO 2000) sowie AUSLEM (WEBB ET AL. 2006). Für die Modellierung des äolischen Stofftransportes in Nordwestdeutschland ist die Staubfraktion aufgrund des Ausgangssubstrates von untergeordneter Bedeutung und wird in der vorliegenden Arbeit nicht berücksichtigt.

Tabelle 2.2 Auswahl physikalisch-basierter Winderosionsmodelle

Modell	Referenz	Ausgabe	Anwendungen
WEPS	HAGEN 1991	ereignisbezogener/ mittlerer langjähriger Bodenabtrag [kg ha^{-1}]	FRYREAR 1998 WAGNER & HAGEN 2001 TATARKO & WAGNER 2002 COEN ET AL. 2004 FUNK ET AL. 2004 HAGEN 2004 VISSER ET AL. 2005a WEBB ET AL. 2006
WEELS	WARREN 2000	Nettotransportbilanz [kg ha^{-1}]	BÖHNER ET AL. 2003 BÖHNER ET AL. 2004
TEAM	GREGORY ET AL. 2004	ereignisbezogener/ mittlerer langjähriger Bodenabtrag [kg ha^{-1}]	
WEAM	SHAO ET AL. 1994	Staubquellstärke	
IWEMS	SHAO 2000	Staubquellstärke	LU & SHAO 2001

Modell	Referenz	Ausgabe	Anwendungen
AUSLEM	WEBB ET AL. 2006	Winderosions-/ Staub- austragsgefährdungsab- schätzung	

2.4 Stofftransportmodellierung

Aktuelle Winderosionsmodelle versuchen den Sedimenttransport zu quantifizieren und mitunter teilflächenspezifisch abzubilden. Neben der quantitativen Aussage, wie viel erodiert, transportiert und deponiert wird, bleibt die Frage nach der stofflichen Zusammensetzung des verfrachteten Materials weitestgehend unbeantwortet. Diese Lücke wird wiederholt von unterschiedlichen Arbeitsgruppen benannt und der Forschungsbedarf auf diesem Gebiet dargestellt (HAGEN & LYLES 1985, ZOBECK & FRYREAR 1986, ZOBECK ET AL. 1989, LARNEY ET AL. 1998). Trotzdem beschränken sich die meisten Arbeiten zu diesem Themenkomplex bis heute auf Fallstudien und liefern keinen Ansatz zur kombinierten Sediment- und Stofftransportmodellierung.

Bodenerosion durch Wind stellt einen korngrößenselektiven Prozess dar. Kleine, leichte Partikel werden bevorzugt ausgetragen und mit ihnen überproportional große Anteile an pflanzenverfügbaren Nährstoffen und organischer Substanz. Äolisch induzierte Bodendegradation ist einer der bedeutendsten Langzeiteffekte der Winderosion, da der Stofftransport langfristig zu messbaren Standortveränderungen hinsichtlich der chemischen und physikalischen Substrateigenschaften führt.

Die Transportkapazität einer Strömung ist positiv mit ihrer Geschwindigkeit korreliert (BAGNOLD 1954, MORGAN 2005). Der Anteil des transportierten Sedimentes nimmt mit zunehmender Transporthöhe ab, wohingegen der prozentuale Gehalt an pflanzenverfügbaren Nährstoffen und organischer Substanz zunimmt (ZOBECK & FRYREAR 1986). Ausgangssubstrat und transportiertes Material unterscheiden sich in Folge dieser Prozesse grundlegend in ihrer physikalischen und chemischen Zusammensetzung. Das Verhältnis des Gehaltes an pflanzenverfügbaren Nährstoffen und organischer Substanz im Ausgangsmaterial und im transportierten Material wird als Anreicherungsverhältnis (*enrichment ratio* – *ER*) bezeichnet. ZOBECK & FRYREAR (1986) leiten aus 22 Proben Regressionsgleichungen für unterschiedliche Nährstoffe und organische Substanz ab. Trotz des geringen Probenumfanges konnte ein Zusammenhang zwischen Korngrößenfraktion und Stoffgehalt für Kalium, Calcium, Magnesium und die Kationenaustauschkapazität festgestellt werden. Nur geringe Korrelationen zwischen

Korngrößenfraktion und Natrium bzw. dem Gehalt an organischer Substanz konnten abgebildet werden. Eine Erklärung für dieses Ergebnis konnten die Autoren nicht geben:

„The reason for the low correlation [...] is not known.“ (ZOBEC & FRYREAR 1986, S.1038)

Wenngleich bei zunehmender Strömungsgeschwindigkeit in allen Höhen mehr Material transportiert wird, konnte kein Zusammenhang zwischen Windgeschwindigkeit und Stoffkonzentration definiert werden. In Abhängigkeit des Auftretens erosiver Windergebnisse und deren Stärke quantifizieren ZOBEC & FRYREAR (1986) überschlägig Stoffmengen, die innerhalb eines Jahres entlang eines einen Kilometer langen Transektes in Höhen zwischen 0,15 und 4,0 m transportiert werden. Eine flächenbezogene Aussage bezüglich des Nährstofftransportes fehlt. Obgleich die Arbeit auf dem Zusammenhang zwischen Korngrößenfraktion und Stoffgehalt beruht, wird die Möglichkeit der Kopplung des Nährstofftransportes an den zu modellierenden Sedimenttransport nicht diskutiert.

Den Zusammenhang zwischen Bodenbearbeitung, daraus resultierendem Bedeckungsgrad sowie Sediment- und Nährstoffaustrag untersuchten ZOBEC ET AL. (1989) auf fünf Testflächen mit unterschiedlichen Bearbeitungsvarianten in Texas, USA. Sie fanden auf der Basis von jeweils 5 Probennahmen in drei Höhen (0,15 m, 0,50 m, 1,00 m ü GOF) heraus, dass mit zunehmender Bodenbedeckung die transportierte Sedimentmenge abnimmt und dass das höhendifferenzierte Sediment- und Nährstofftransportprofil modifiziert wird.

Größenordnungen des Austrages von Sediment und dessen chemisch-physikalische Ausstattung untersuchen LEYS & McTAINSH (1994) auf einem Schlag in New South Wales, Australien. Sie fassen zusammen, dass lediglich der Anteil $< 90 \mu\text{m}$ des transportierten Bodenmaterials über die Feldgrenzen hinweg verfrachtet wird. Dabei sind innerhalb einer Woche insgesamt 4,2 Tonnen Staub von der Testfläche ausgetragen worden, mit einem um den Faktor 16 höheren Gesamtstickstoffgehalt und einem um den Faktor 11 erhöhten Gehalt an organischem Kohlenstoff. Nach 20 Wochen konnten LEYS & McTAINSH (1994) auf dem Schlag eine Vergrößerung des Oberbodens, eine messbare Verringerung der Kationenaustauschkapazität sowie eine Reduktion der Wasserhaltekapazität gegenüber einer nicht-erodierten Vergleichsparzelle nachweisen.

STERK ET AL. (1996) hingegen gehen bei ihren Untersuchungen in Niger davon aus, dass auch der Saltationstransport zum Nährstoffaustrag beiträgt. Sie analysierten Probenmaterial von zwei Erosionsereignissen aus dem Jahr 1993, dessen chemische

Zusammensetzung sich mit zunehmender Transporthöhe deutlich von der des Ausgangsmaterials unterscheidet. In einer Höhe von 0,5 m ü GOF wies das transportierte Material einen drei Mal höheren Nährstoffgehalt auf als das Ausgangsmaterial. Der Nährstoffgehalt in 2,0 m ü GOF Transporthöhe war um den Faktor 17 erhöht. Bezüglich der Bedeutung des Saltationstransportes für den Nährstoffaustrag auf landwirtschaftlich genutzten Flächen in der Sahelzone Nigers kommen STERK ET AL. (1996) zu dem Ergebnis, dass dieser skalenabhängig diskutiert werden muss. Auf der Feldskala kann auch der Saltationstransport zu einem signifikanten Nährstoffaustrag und damit zu einem flächenspezifischen Rückgang der Produktivität führen. Auf der Landschaftsskala hingegen kommt es nach ihrer Ansicht lediglich zu einer räumlichen Reorganisation der Produktivität durch den Nährstoffeintrag in zuvor weniger produktive Flächen.

Die Ableitung von Anreicherungs Faktoren für ausgesuchte Nährstoffe und organische Substanz sowie die Beurteilung der Auswirkungen der Winderosion auf die Standortproduktivität waren Ziel der Arbeiten von LARNEY ET AL. (1998) auf zwei Untersuchungsflächen in Alberta, Kanada. Im Rahmen dieser Untersuchung konnte nur eine geringe Nährstoffanreicherung im erodierten Sediment nachgewiesen werden. LARNEY ET AL. (1998) gehen daher davon aus, dass der Nährstoffaustrag aus den Versuchspartzen als gering anzusprechen ist. Gleichzeitig kommen sie jedoch zu dem Schluss, dass Ertragsrückgänge im Folgejahr auf eine verringerte Standortproduktivität aufgrund der Nährstoffdeflation zurückzuführen sind.

Ebenso bringen PIMENTEL & KOUNANG (1998) vermindertes Pflanzenwachstum und einen allgemeinen Rückgang der Standortproduktivität in Zusammenhang mit Bodenerosionsprozessen durch Wind und Wasser. Allgemein kann davon ausgegangen werden, dass das erodierte Material drei Mal mehr Nährstoffe enthält als das auf den Flächen zurückbleibende, der Gehalt an organischer Substanz ist im erodierten Material um den Faktor 1,3 - 5,0 höher als im Ausgangssubstrat (PIMENTEL & KOUNANG 1998).

Bodenerosion durch Wind stellt auch unter traditionellen Bewirtschaftungsformen ein ernst zu nehmendes Problem in der Sahelzone Nigers dar, wie die Arbeit von BIELDERS ET AL. (2002) zeigt. Wenngleich die Nährstoffverluste durch Winderosion in absoluten Werten vergleichsweise gering erscheinen, so sind diese doch nicht zu vernachlässigen. Dies liegt zum einen an der geringen Grundausstattung der betrachteten Substrate, zum anderen am Nährstoffbedarf der angebauten Feldfrüchte. BIELDERS ET AL. (2002) kommen daher zu dem Schluss, dass der äolische Sediment- und Stoffaustrag zu einer deutlichen Abnahme der Bodenfruchtbarkeit der Böden Westnigers beiträgt.

Ebenso weisen sie darauf hin, dass eine Übertragung der feldbezogenen Ergebnisse auf die Landschaftsskala und eine großräumige Abschätzung des Stoffaustrages und seiner Auswirkungen für diese Untersuchung nicht zulässig ist.

Um die Auswirkungen der Winderosion auf den Sediment- und Nährstoffhaushalt eines Schlages zu beurteilen, koppelten VISSER ET AL. (2005b) auf Basis von Feldmessdaten entwickelte Nährstoffmodule an das Winderosionsmodell WEPS. Drei Vergleichsflächen mit unterschiedlicher geomorphologischer Ausstattung im Norden Burkina Fasos wurden über einen Zeitraum von zwei Jahren untersucht. Dabei wurde nachgewiesen, dass innerhalb nur eines Erosionsereignisses große Mengen Stickstoff und Phosphor ausgetragen werden. Dies entspricht, verglichen mit den für das Pflanzenwachstum innerhalb einer Anbauperiode benötigten Nährstoffmengen, 77,5 % für Stickstoff und 100 % für Phosphor. In Bezug auf die Ableitung von Anreicherungs-faktoren für Stickstoff, Kohlenstoff und Phosphor kommen VISSER ET AL. (2005b) zu dem Ergebnis, dass ihre Werte für Stickstoff (ER 1,3) und Kohlenstoff (ER 1,9) gute Übereinstimmungen mit den Daten von STERK ET AL. (1996) zeigen. Für den sehr niedrigen Anreicherungs-faktor für Phosphor (ER 0,8) finden VISSER ET AL. (2005b) allerdings keine zufriedenstellende Erklärung.

3 Das methodische Vorgehen in der Übersicht

Um die definierten Ziele der vorliegenden Arbeit zu erreichen, wurde ein breit angelegtes Arbeitsprogramm entworfen, welches sich konzeptuell in drei Teile untergliedern lässt: Feldarbeiten, Windkanalexperimente und computerbasierte Modellierung. In den folgenden Abschnitten sollen die Teilarbeitsschritte näher erläutert, das Versuchsdesign im Freiland und im Windkanalexperiment skizziert und das zum Einsatz kommende Modell detailliert beschrieben werden.

3.1 Feldarbeiten

Die Feldarbeiten wurden auf drei Intensivuntersuchungsflächen im Gebiet Goldelund (vgl. Kapitel 4) in den Jahren 2005 bis 2007 durchgeführt. Das Untersuchungsgebiet befindet sich innerhalb des Naturraumes der Schleswiger Vorgeest und ist damit Teil der auch als Sandergeest bezeichneten Niederen Geest Schleswig-Holsteins. Die Auswahl der Untersuchungsflächen erfolgte unter der Voraussetzung, dass es sich bei den Flächen um dokumentierte, langfristig potenziell durch Winderosion betroffene Flächen handeln soll. Weitere Auswahlkriterien waren:

- die Flächen können aufgrund ihrer pedologischen Ausstattung und ihrer Nutzungshistorie als repräsentativ für das Gesamtgebiet gelten,
- die Flächen sind von nicht erodierbaren Flächen umgrenzt,
- die Flächen weisen eine größere Ost-West-Ausdehnung als Nord-Süd-Erstreckung auf, da dies der Haupterosionswindrichtung entspricht,
- die Flächen werden mit einer konventionellen Mais-Monokultur bestellt, dies gilt im engeren Sinne für den Untersuchungszeitraum und im weiteren Sinne für das langfristige Flächenmanagement,
- die Flächen weisen an ihren Ostgrenzen keinerlei Strömungshindernisse auf, da diese das Windprofil und den Sedimenttransport beeinflussen.

3 Das methodische Vorgehen in der Übersicht

Die Intensivuntersuchungsflächen „Großer Maisschlag“, „Hauskoppel“ und „Goldelund Süd“ wurden in Absprache mit den jeweiligen Eigentümern eingerichtet (vgl. Abbildung 3.1) und erfüllen die oben genannten Bedingungen.

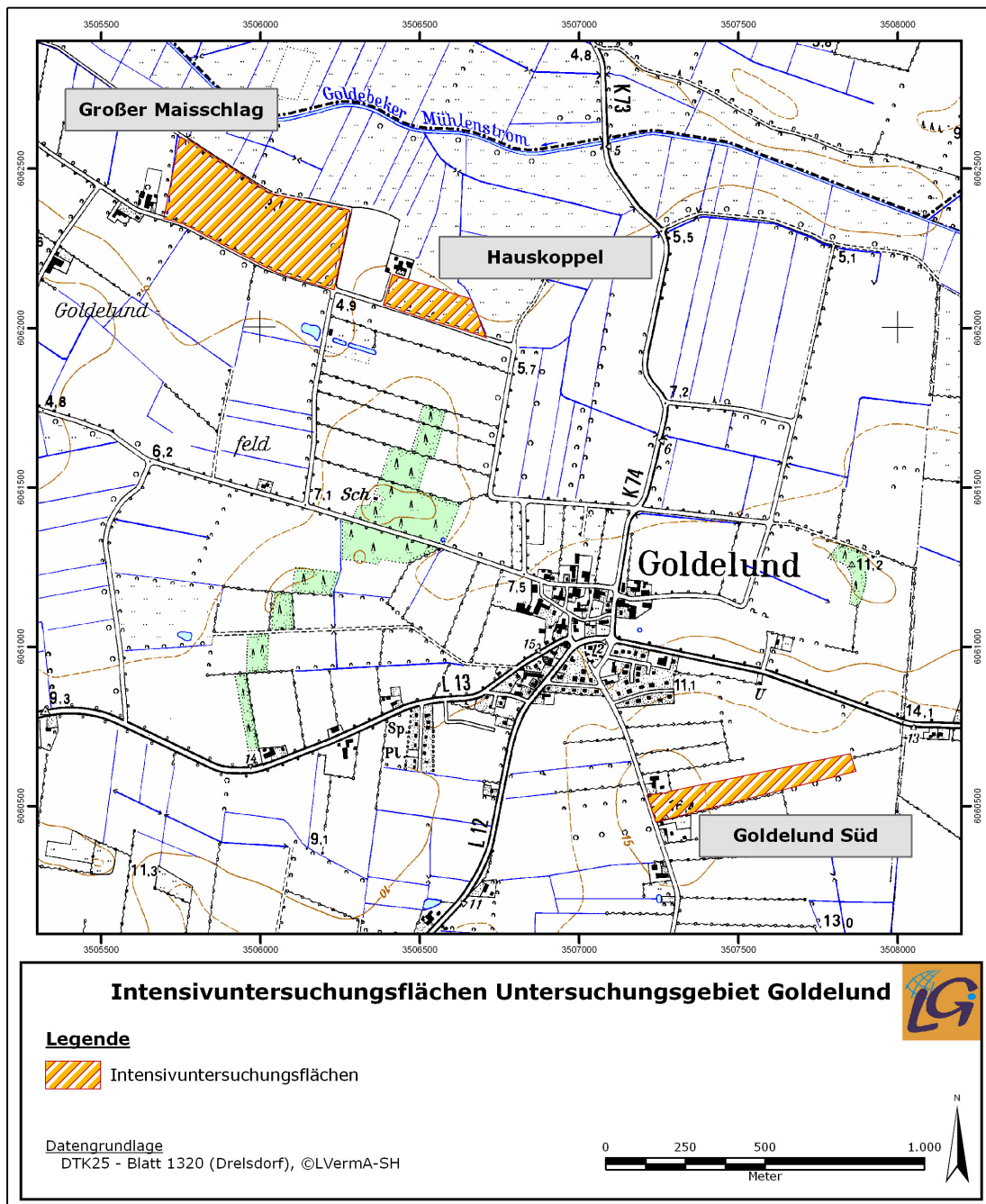


Abbildung 3.1 Übersichtsdarstellung der Intensivuntersuchungsflächen im Untersuchungsgebiet Goldelund

3.1.1 Probennahme und Kartierung

Die drei Untersuchungsflächen wurden jährlich wiederkehrend mittels Rasterbeprobung auf ihre pedochemische Ausstattung hin untersucht. Die Proben wurden als Mischproben aus 0 - 5 cm Bodentiefe entnommen und gemäß Standard (s. u.) der Laboranalytik zugeführt. Weiterhin erfolgte innerhalb des potenziellen Erosionszeitraumes wöchentlich die Kartierung schlagspezifischer, zeitlich und räumlich variabler Eingangsparameter für die spätere Prozessmodellierung. Aufgenommene Parameter, zeitliche und räumliche Auflösung sowie Analysemethode bzw. Aufnahmeverfahren sind Tabelle 3.1 zu entnehmen.

Tabelle 3.1 Aufnahme- und Analyseparameter der Feldarbeiten

Parameter	Methode	Aufnahmezeit	räumliche Auflösung
Bedeckungsgrad	FAL 2005	Mai, Juni 2005, 2006, 2007	10-15 Standorte pro Schlag
Bodenrauhigkeit	SALEH 1994	Mai, Juni 2005, 2006, 2007	10-15 Messungen im Fahrspur- und Zwischenfahrspurbereich
Gesamtkohlenstoff	HEKAtech EuroEA® (DIN 51732)	2005, 2006, 2007	50 x 50 m Raster
Gesamtstickstoff	HEKAtech EuroEA® (DIN 51732)	2005, 2006, 2007	50 x 50 m Raster
Phosphat	VDLUFA A 6212	2005, 2006, 2007	50 x 50 m Raster
Kalium	DIN 38406 Teil 13	2005, 2006, 2007	50 x 50 m Raster
Magnesium	VDLUFA A 6241	2005, 2006, 2007	50 x 50 m Raster
Bodenart	HARTGE & HORN 1992	2005	50 x 50 m Raster
Mikrobielle Biomasse	JÄGGI 1976	2005	50 x 50 m Raster

3.1.2 Freilandversuche

Zur Abbildung und Quantifizierung äolischer Stofftransporte im Untersuchungsgebiet wurden die Untersuchungsflächen innerhalb der potenziellen Erosionszeiträume der Versuchsjahre 2005, 2006 und 2007 mit Sedimentfallen ausgestattet. Die insgesamt 27 Fallensysteme sind vom Typ MWAC (Modified Wilson and Cooke – Sampler; WILSON & COOKE 1980). GOOSSENS ET AL. (2000) verglichen die Sampleeffizienz fünf gängiger Winderosionsfallen im Windkanalexperiment und im Freilandversuch und kamen zu dem Schluss, dass der MWAC-Sampler in seiner modifizierten Form von KUNTZE ET AL. (1990) sich als kostengünstige, omnidirektional aufnehmende Passivsamplereinheit darstellt. Die absolute Effizienz des Systems weist keinen Zusammenhang mit der

3 Das methodische Vorgehen in der Übersicht

transportierten Korngröße oder der Strömungsgeschwindigkeit auf (STERK 1993, POLLETT ET AL. 1998) und liegt konstant zwischen 90 % und 120 % (GOOSSENS ET AL. 2000). Bei der Platzierung der Sampler wurden folgende Bedingungen erfüllt:

- die Sedimentfallen sollen gleichmäßig über den gesamten Schlag verteilt sein,
- die erosive Feldlänge soll in ihrer gesamten Ausdehnung abgebildet werden,
- es soll ein ausreichender Abstand zu Feldgrenzen und Windhindernissen eingehalten werden,
- innerhalb der Vorgewende sollen keine Sedimentfallen aufgestellt werden.

Nach diesen Vorgaben wurde im Versuchsjahr 2005 der Schlag „Großer Maisschlag“ mit 15 MWAC-Samplern ausgestattet, im Jahr 2006 die Flächen „Großer Maisschlag“ und „Hauskoppel“ mit je 15 bzw. 12 Samplern und im Jahr 2007 die Untersuchungsfläche „Hauskoppel“ mit 12 Fallen. Zur Abbildung vertikaler Transportprofile wurde jeder Sampler mit fünf Auffangflaschen in 3 cm, 10 cm, 25 cm, 40 cm und 90 cm ü GOF ausgerüstet.

Die Untersuchungsflächen der Feldkampagnen 2005 und 2006 wurden nach der Einsaat instrumentiert und die Sedimentfallen in wöchentlichem Rhythmus kontrolliert. Die Flächen wurden wie üblich bewirtschaftet. Bis zum Reihenschluss Anfang Juni kam es weder in 2005 noch in 2006 zu einem messbaren Stofftransport durch Wind. Aus dieser Problematik heraus wurde das Setup der Feldkampagne 2007 modifiziert. Der Freilandversuch wurde auf eine Teilfläche der Schlages „Hauskoppel“ begrenzt. Vor der Instrumentierung wurde die Fläche gegrubbert und gewalzt, auf Einsaat und Gülleapplikation wurde im Versuchszeitraum verzichtet. Versuchszeiträume, Namen der Untersuchungsflächen und Bezeichnung der gesammelten Sedimentproben können Tabelle 3.2 entnommen werden.

Tabelle 3.2 Übersicht über das Freilandversuchswesen

Jahr	Zeitraum	Fläche	Sampler	Probenmaterial
2005	Mai/ Juni	„Großer Maisschlag“	15	kein Material aufgefangen
2006	Mai/ Juni	„Großer Maisschlag“	15	kein Material aufgefangen
		„Hauskoppel“	12	kein Material aufgefangen
2007	April/ Mai	„Hauskoppel“	12	FeldV ₁ (20.04. - 27.04.)
				FeldV ₂ (27.04. - 04.05.)
				FeldV ₃ (04.05. - 09.05.)

Das Probenmaterial wird mit Hilfe der genannten Methoden auf folgende Parameter analysiert:

- Kohlenstoff (DIN 51732)
- Stickstoff (DIN 51732)
- Phosphat (V_{DLUFA} A 6212)
- Kalium (DIN 38406 Teil 13)
- Korngrößenzusammensetzung (DIN ISO 13320-1)

Die Analyse erfolgte in Abhängigkeit der vorhandenen Probenmenge in der Reihenfolge der Parameterliste.

Die Methode zur Bestimmung der Gehalte an pflanzenverfügbarem Phosphat und Kalium musste aufgrund der geringen aufgefangenen Sedimentmengen modifiziert werden. Die Einwaage für die Analyse wird auf 0,5 g reduziert und die Probe bei 880 nm am Spektralphotometer gemessen. Parallelversuche unter Standardbedingungen zeigen, dass die Modifikationen die Messung nicht beeinflussen und die Ergebnisse vergleichbar sind.

Die Korngrößenanalyse wurde aufgrund der geringen zur Verfügung stehenden Probenmenge mittels Laserbeugung am Malvern Mastersizer 2000® durchgeführt. Hierbei wurde auf eine Probenvorbereitung einschließlich Zerstörung der organischen Sub-

stanz verzichtet, da für den äolischen Transportprozess nicht die absolute Korngröße des Materials entscheidend ist, sondern die relative Korngröße des transportierten Sediments. Die Analyse erfolgte mittels Nassdispergiereinheit (Malvern Hydro 2000®) mit einer mittleren Einwaage von 1 g Bodenmaterial. Um die Hydrophobizität der luftgetrockneten Probe zu überwinden, wurde das Material vor der Zugabe in die Dispergiereinheit mit Aqua demin benetzt.

3.2 Windkanalexperimente

3.2.1 Technisch-physikalische Eigenschaften des Windkanals

Die Windkanalexperimente wurden im offenen Grenzschichtwindkanal des Lehrstuhls für Physische Geographie des Geographischen Institutes der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel durchgeführt. Dieser ist eine Dauerleihgabe des Landesamtes für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG) des Landes Niedersachsen, Außenstelle Bremen (vormals Bodentechnologisches Institut Bremen).

Der verwendete Kanal ist identisch mit dem von KUNTZE ET AL (1995) entwickelten und getesteten Modell. Der transportable, modular aufgebaute Kanal hat eine Gesamtlänge von 12,55 m. Ein 7,5 kW Elektrogebläse mit einem Durchmesser von 1,2m erzeugt einen Luftstrom, der mit einer Maximalgeschwindigkeit von 20 m s^{-1} (in 52 cm Höhe) durch den Kanal gedrückt wird. Die Strömungsgeschwindigkeit ist über die Drehzahl des Axiallüfters frei regelbar. Ein zwischen Gebläse und Messstrecke zwischengeschalteter Gleichrichter soll ein weitgehend laminares Strömungsprofil erzeugen. Über eine anschließende Düse, die den Strömungsquerschnitt auf den Messstreckenquerschnitt reduziert und eine Erhöhung der Strömungsgeschwindigkeit im oberen Bereich der Teststrecke zur Folge hat, wird ein logarithmisches Windprofil vorgeformt (GROSS 2002). Der Luftstrom wird im Folgenden durch die 5,60 m lange Erosionsmessstrecke gedrückt und verlässt durch den anschließenden Auslass den Kanal. Am Ende der Teststrecke sind neben einem Halbschalenanemometer zur Messung der Strömungsgeschwindigkeit zwei Sedimentfalleneinheiten vom Typ MWAC installiert (KUNTZE ET AL 1995). Mit Hilfe der MWAC-Sampler kann in 2,3 cm, 9,5 cm, 16,7 cm und 23,9 cm Höhe über der Messstrecke der Sedimentstrom kontinuierlich während der Bewindung beprobt werden.

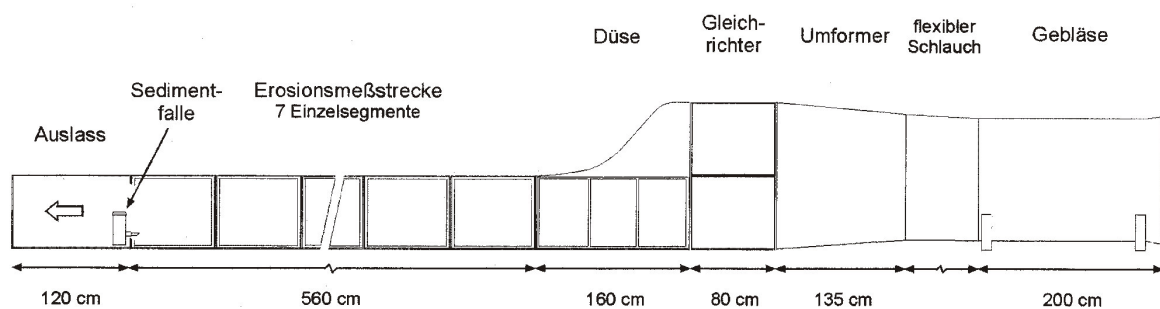


Abbildung 3.2 Aufrisszeichnung des Grenzschichtwindkanals (eigenes Photo, Skizze aus GROSS 2002, S.34)

Der Grenzschichtwindkanal entspricht den durch ZINGG (1951) formulierten Ansprüchen an einen transportablen Windkanal hinsichtlich der Einstellbarkeit, der Strömungsgeschwindigkeit und deren Reproduzierbarkeit.

Von großer Bedeutung für die vorliegenden Untersuchungen ist die Ausbildung einer turbulenten Grenzschicht im Windkanal, die den aerodynamischen Voraussetzungen einer natürlichen, atmosphärischen Grenzschicht entspricht. Über der wenige Millimeter mächtigen, viskosen und turbulenzfreien Unterschicht bildet sich unter natürlichen Strömungsbedingungen eine turbulente Bodenschicht aus, im deutschen Sprachraum auch häufig als Prandtl-Schicht bezeichnet. Diese grenzt sich gegenüber der an-

schließenden Ekman-Schicht dahingehend ab, dass in der einige Dekameter mächtigen Bodenschicht der Einfluss der Corioliskraft gering ist und somit keine Winddrehung mit der Höhe erfolgt. Lediglich eine betragsmäßige Änderung der Windgeschwindigkeit ist zu verzeichnen, die bereits 70 % bis 80 % der Strömungsgeschwindigkeit an der Obergrenze der gesamten, planetaren Grenzschicht erreicht (ETLING 2002). Bei konstanter Windrichtung lässt sich die Strömung in eine parallel zum Untergrund wehende mittlere Strömung und diese überlagernde regellose Zusatzbewegungen zerlegen. Die Zusatzbewegungen ihrerseits werden maßgeblich durch die Bodenrauigkeit bestimmt, weshalb das sich ausbildende logarithmische Strömungsprofil ebenfalls stark von der Bodenrauigkeit beeinflusst wird. Je rauher die überstrichene Oberfläche, desto stärker wird die Strömung abgebremst. Die aerodynamische Rauigkeitslänge z_0 dient der quantitativen Beschreibung der Oberflächenrauigkeit und ist zu verstehen als die Höhe oberhalb der Geländeoberfläche, in der die Geschwindigkeit $U(z_0) = 0$ wird. Die Rauigkeitslänge z_0 beschreibt weiterhin die Dicke der viskosen Unterschicht und damit die untere Grenze der turbulenzbeeinflussten Prandtl-Schicht (ROEDEL 1994, OERTEL 2001, ETLING 2002).

Die Ausbildung eines logarithmischen Strömungsprofils muss als Grundvoraussetzung für die experimentelle Erfassung und Beschreibung des korngößenspezifischen, höhendifferenzierten Materialtransport gelten und somit im Rahmen dieser Untersuchung insbesondere im Windkanalexperiment gegeben sein, um eine Vergleichbarkeit der Ergebnisse der Experimente aus dem Windkanal mit den Freilandversuchen zu gewährleisten.

KUNTZE ET AL (1995) kommen zu dem Ergebnis, dass der auch in dieser Untersuchung verwendete Windkanal eine den natürlichen Verhältnissen entsprechende Grenzschicht ausbildet. In Abhängigkeit von der Bodenrauigkeit ergeben sich unabhängig von der Strömungsgeschwindigkeit Grenzschichtdicken von 10 cm ($z_0 = 0,03$ mm) bis 30 cm ($z_0 = 10$ mm).

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurde die Grenzschichtmächtigkeit für die spezifischen Rauigkeitsbedingungen und die verwendeten Strömungsgeschwindigkeiten abgeleitet (siehe Kapitel 3.2.3).

3.2.2 Versuchsdesign

Zur Ableitung geschwindigkeitsabhängiger, höhendifferenzierter Transportprofile wurden 120 Windkanalversuche im beschriebenen Grenzsichtwindkanal durchgeführt. Die Versuche wurden mit Bodenmaterial aus dem Untersuchungsgebiet Goldelund von der Untersuchungsfläche „Großer Maisschlag“ durchgeführt. Das Material kann aufgrund seiner physikalischen und chemischen Eigenschaften als repräsentativ für das Gesamtgebiet angesehen werden. Das Probenmaterial wurde vor Niederschlag und Kontamination geschützt in einem Container für die Versuche eingelagert.

Für jeden Versuchsdurchlauf wurden 117,6 Liter Bodenmaterial zunächst auf < 2 cm abgesiebt. Das locker auf die Unterkonstruktion gesiebte Material wurde auf die maximale Einfüllhöhe von 3 cm nivelliert und für mindestens 24 h unter Raumtemperatur getrocknet. Während des Trocknungszyklus wurde das Material mehrfach von Hand durchmischt, um eine gleichmäßige Trocknung zu gewährleisten. Das Probenmaterial wurde in Abhängigkeit von der Windstärke für bis zu sieben Versuchsdurchläufe genutzt. Nach jedem zweiten Durchlauf wurde das Material oberflächlich durchmischt und geglättet, um einer Sortierung entgegenzuwirken. Die relative Luftfeuchte und die Lufttemperatur der Versuchshalle wurden protokolliert.

Die Sedimentfallen wurden nach jedem Versuchsdurchlauf neu ausgestattet und das aufgefangene Material nach der Katalogisierung der weiteren Laboranalytik zugeführt. Parameter, Methoden und Vorgehen entsprechen der Analyse des Probenmaterials aus den Freilandversuchen (siehe Kapitel 3.1.2).

Jeder Kanalbefüllung wurde eine Referenzprobe zur Bestimmung der chemischen und physikalischen Grundausstattung des Ausgangsmaterials entnommen. Zu diesem Zweck wurden an fünf zufällig über die gesamte Teststrecke verteilten Entnahmeorten Bodenmaterial als Mischprobe entnommen. Die weiter oben genannten Parameter wurden gemäß den zitierten Standardverfahren analysiert. Die Korngrößenzusammensetzung wurde zusätzlich mittels kombinierten Siebungs- und Sedimentationsverfahren bestimmt (HARTGE & HORN 1992). Zusätzlich wurde Probenmaterial zur gravimetrischen Bestimmung des Wassergehaltes (HARTGE & HORN 1992) aus dem Kanal entnommen.

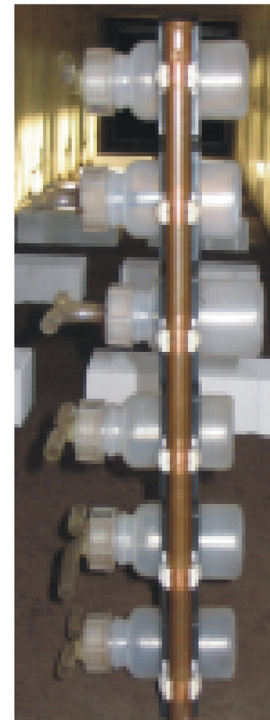
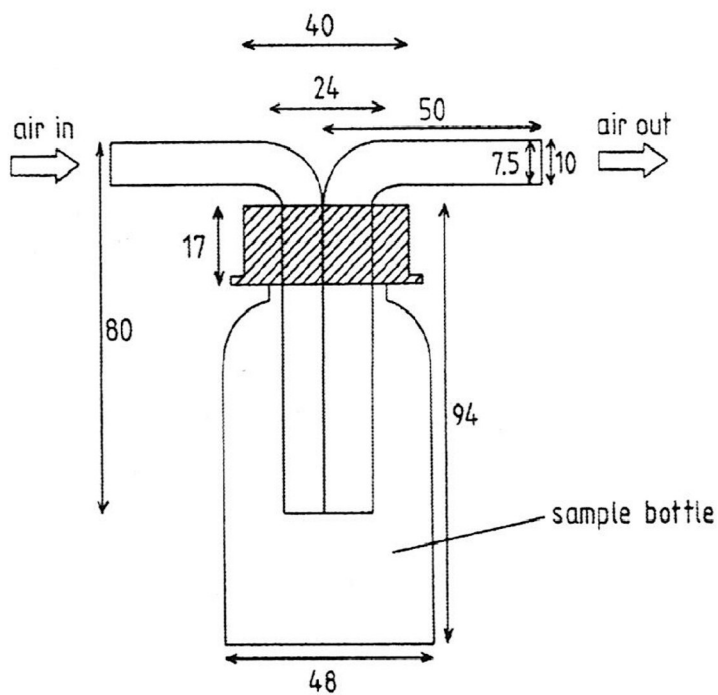


Abbildung 3.3 Sedimentfallenanlage im Windkanal und Skizze der MWAC-Sampler

In den Varianten 1 bis 4 werden Strömungsgeschwindigkeit und Versuchsdauer variiert. Das Setup der Versuche ist Tabelle 3.3 zu entnehmen. Die Windgeschwindigkeit kann im Mittel als über die Bewindungsdauer konstant angesehen werden.

Tabelle 3.3 Setup der Windkanalversuche

Variante	Versuch-ID	Windgeschwindigkeit		Bewindungsdauer
		Kanal	10 m	
		[m s ⁻¹]		[min]
Variante 1	200601			
	-	7,5	10	5
	200634			
Variante 2	200701			
	-	7,5	10	10
	200730			
Variante 3	200731			
	-	7,5	10	15
	200760			
Variante 4	200761			
	-	10	13,3	10
	200790			

3.2.3 Bestimmung der Grenzschichtmächtigkeit

Zur Ermittlung der Grenzschichtmächtigkeit und Überprüfung des logarithmischen Windprofils wurde die Teststrecke gemäß den Anforderungen an die Experimente vorbereitet. Um einer Beeinflussung des Strömungsprofils durch den Partikeltransport entgegenzuwirken, wurde die Teststrecke nicht mit losem Bodenmaterial verfüllt, sondern mit vergleichbar präparierten handelsüblichen Gipskartonplatten höhengleich ausgelegt. Auf diese Platten wurde mit Hilfe eines Mehrkomponentenklebers eine dünne Bodenschicht aufgetragen und die Oberflächenrauigkeit entsprechend den Bedingungen im Experiment (vgl. Kapitel 3.2.2) modelliert. Abgesehen von der Tatsache, dass kein Materialtransport stattfinden kann, entsprechen Rauigkeitslänge und Niveau der Bodenoberfläche den Bedingungen im Windkanalexperiment. Strömungsquerschnitt und Länge der überstrichenen Bodenoberfläche wurden nicht verändert.

Die künstliche Bodenoberfläche wurde wie im Experiment bewindet (vgl. Tabelle 3.3) und die Windgeschwindigkeit höhendifferenziert gemessen. Die Messung erfolgte mittels kalorimetrischem Verfahren nach dem Wärmeübertragungsprinzip mit dem Druckluftverbrauchssensor SF 586 a der Firma Softflow GmbH. Die Windgeschwindigkeit wurde am Ende der Teststrecke im Intervall 20 mm bis 200 mm ü GOF in 20 mm Schritten gemessen, im Intervall 200 mm bis 500 mm ü GOF in 50 mm Schritten und zusätzlich in der Referenzhöhe des im Kanal fest installierten Schalenkreuzanemometers (520 mm ü GOF). Über einen Zeitraum von 15 sec wurden die Messwerte registriert und eine mittlere Strömungsgeschwindigkeit für die Höhe errechnet. Die Ergebnisse der Messungen sind in Tabelle 3.4 und Abbildung 3.4 dargestellt.

3 Das methodische Vorgehen in der Übersicht

Tabelle 3.4 Strömungsgeschwindigkeitsprofile zur Ableitung der Grenzschichtmächtigkeit

H_w [mm]	$U_1(H_w)$ [ms ⁻¹]	$U_2(H_w)$ [ms ⁻¹]	$U_3(H_w)$ [ms ⁻¹]
20	9,1	9,4	12,2
40	9,6	10,1	12,9
60	10,1	10,4	13,3
80	10,4	10,8	14,0
100	10,6	11,1	14,3
120	10,6	11,2	14,5
140	10,8	11,2	14,7
160	10,8	11,3	14,8
180	10,9	11,4	14,8
200	11,0	11,3	14,9
250	11,0	11,5	14,9
300	11,6	11,8	15,2
350	11,8	12,0	15,7
400	12,1	12,5	16,3
450	12,4	12,8	17,0
500	12,3	12,9	17,1
520	11,9	12,5	16,6
520 _{ref}	6,8	7,5	10,0

H_w Höhe über Geländeoberfläche
 $U(H_w)$ Strömungsgeschwindigkeit in Höhe H_w
520_{ref} Referenzwindgeschwindigkeit des Schalenkreuzanemometers

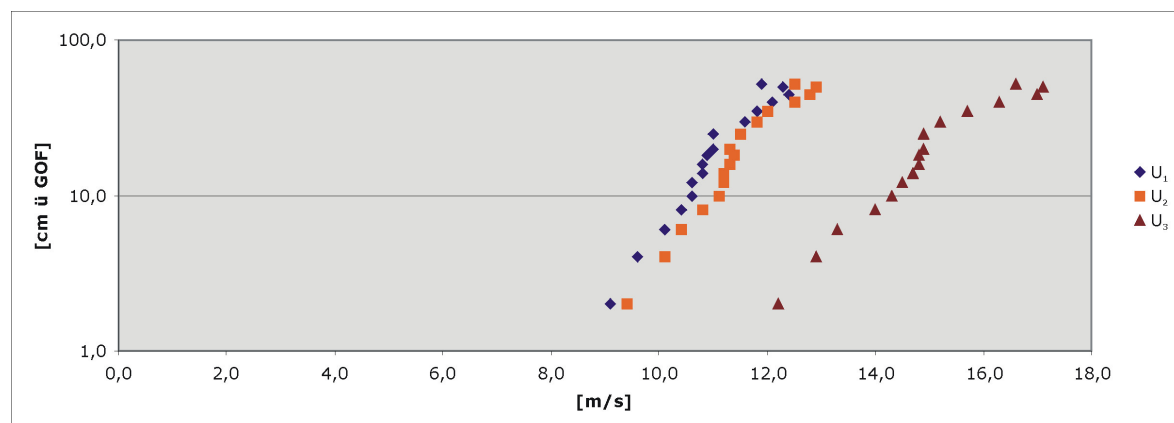


Abbildung 3.4 Geschwindigkeitsprofile zur Ableitung der Grenzschichtmächtigkeit

In der halblogarithmischen Darstellung ist ein nahezu linearer Zusammenhang zwischen der Höhe über Geländeoberfläche H_w und der Windgeschwindigkeit $U(H_w)$ bis in eine Höhe von 200 mm ü GOF zu erkennen. Die Grenzschichtobergrenze befindet sich unter den gegebenen Rahmenbedingungen in dieser Höhe, und Gleichung 3.1 gilt für dieses Intervall.

$$U(H_w) = \frac{u^*}{\kappa} * [\ln(H_w) - \ln(z_0)] \quad (3.1)$$

Die Windgeschwindigkeit in Höhe H_w ist demnach abhängig von der Reibungsgeschwindigkeit u^* , der Kàrmàn-Konstanten κ ($\kappa=0,4$) und der Rauigkeitslänge z_0 . Aus Gleichung 3.1 folgt:

$$U(H_w) = \frac{u^*}{\kappa} * \ln(H_w) - \frac{u^*}{\kappa} * \ln(z_0) \quad (3.2)$$

Da u^* , κ und z_0 konstant sind, ergibt sich ein linearer Zusammenhang zwischen $U(H_w)$ und $\ln(H_w)$. Die Steigung dieser linearen Beziehung beträgt u^*/κ und der Schnittpunkt der Geraden mit der y -Achse liegt bei $-(u^*/\kappa) * \ln(z_0)$. Aus dem Zusammenhang zwischen $U(H_w)$ und $\ln(z_0)$ kann auf die Reibungsgeschwindigkeit u^* und die Rauigkeitslänge z_0 geschlossen werden.

Abbildung 3.5 und Tabelle 3.5 dokumentieren die Regressionsgleichungen ($R^2 > 0,97$) der einzelnen Profile sowie die abgeleiteten Parameter u^* und z_0 .

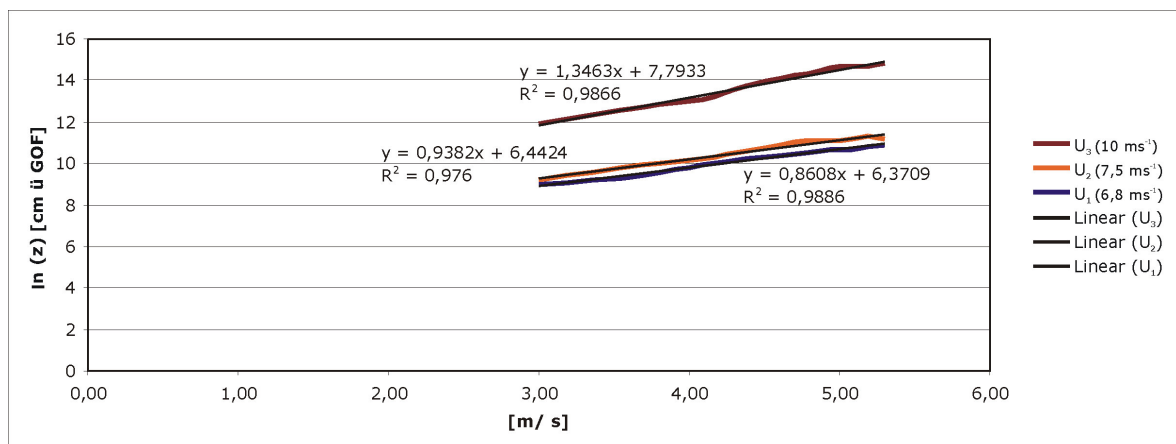


Abbildung 3.5 Regressionsgleichungen zur Ableitung der Parameter u^* und z_0

Tabelle 3.5 Reibungsgeschwindigkeiten u^ und Rauigkeitslängen z_0 für unterschiedliche Strömungsgeschwindigkeiten*

Profil	Regressionsgleichung	U^* [ms^{-1}]	z_0 [mm]
U_1	$y = 0,8608 x + 6,3709$	0,3443	0,06
U_2	$y = 0,9382 x + 6,4424$	0,3753	0,10
U_3	$y = 1,3463 x + 7,7933$	0,5385	0,30

Die abgeleitete Grenzschichtmächtigkeit von 200 mm ü GOF liegt im Bereich der durch KUNTZE ET AL (1995) ermittelten rauigkeitsabhängigen Grenzschichtmächtigkeiten und ist vergleichbar mit den Grenzschichtdicken zweier durch RAUPACH & LEYS (1990) vorgestellter Windkanäle. Diese verweisen auf Mächtigkeiten zwischen 22 cm und 40 cm, ohne näher auf die Oberflächenrauigkeit einzugehen.

Die Reibungsgeschwindigkeiten der drei Strömungsprofile liegen zwischen $0,34 \text{ ms}^{-1}$ ($U_1(520) = 11,9 \text{ ms}^{-1}$), $0,37 \text{ ms}^{-1}$ ($U_2(520) = 12,5 \text{ ms}^{-1}$) und $0,54 \text{ ms}^{-1}$ ($U_3(520) = 16,6 \text{ ms}^{-1}$). Stellt man diese Ergebnisse den durch DÜWEL (2000) im verwendeten Windkanal abgeleiteten Reibungsgeschwindigkeiten für vergleichbare Rauigkeiten bei ähnlichen Strömungsgeschwindigkeiten gegenüber, ergeben sich gute Übereinstimmungen.

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass in Bezug auf die durchgeführten Experimente von Grenzschichtbedingungen innerhalb eines Profils bis 20 cm ü GOF ausgegangen werden kann. Es bildet sich ein logarithmisches Windprofil mit den in Tabelle 3.5 genannten Kenngrößen aus.

3.3 Das Winderosionsmodell TEAM

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit findet das prozess-basierte Modell TEAM (*texas tech erosion analysis model*) zur Vorhersage von Ablösung und Transport von Boden durch Wind Anwendung. TEAM stellt im engeren Sinne die Integration einer Vielzahl mathematischer Modelle dar, die die physikalischen Prozesse, die den Winderosionsprozess als Ganzen beeinflussen, beschreiben. Der achtstufige Modellablauf soll hier zusammengefasst dargestellt werden. Die Gliederung orientiert sich an den Faktorengruppen Erosivität, Erodibilität und den Eigenschaften der erodierenden Oberfläche.

3.3.1 Faktorengruppe klimatische Erosivität

Die klimatische Erosivität beschreibt die erosionsfördernde Wirkung der vorherrschenden und prozessrelevanten Klimaelemente. Für den Winderosionsprozess steht hier die Strömungsgeschwindigkeit an erster Stelle. Die Windgeschwindigkeit an der Bodenoberfläche nimmt maßgeblich Einfluss auf den Ablöse-, Transport- und Ablagevorgang. Sie wird beeinflusst durch die Beschaffenheit der überströmten Oberfläche und der Strömungsgeschwindigkeit oberhalb der direkt durch die Untergrundrauigkeit beeinflussten Schicht. Eingangsdaten zur Ableitung der Reibungsgeschwindigkeit u^* stellen die Windgeschwindigkeit U in Standardmesshöhe H_w dar sowie die Parameter Bodenbedeckung und Oberflächeneigenschaften zur Beschreibung der Grenzflächenrauigkeit. In der atmosphärischen Grenzschicht können entsprechend turbulente Strömungsbedingungen vorausgesetzt werden. Die Zunahme der Strömungsgeschwindigkeit mit der Höhe folgt dem logarithmischen Windprofil (vgl. Gleichung 3.1) und ist abhängig von der Grenzflächenrauigkeit.

Die Ablösehöhe D beschreibt die grenzflächennahe viskose Unterschicht, deren Strömungsgeschwindigkeit gleich Null ist. Ihre vertikale Erstreckung ist abhängig von der Höhe der vorhandenen Rauigkeitselemente und ergibt sich als Produkt aus deren mittlerer Höhe und des bedeckten Flächenanteils. Zur Bestimmung der Ablösehöhe D sind diverse Methoden für unterschiedliche Oberflächen (ABTEW ET AL. 1989, GREGORY 1991, WILSON 1994) im Modell TEAM implementiert (vgl. GREGORY ET AL. 2004). Aus der Ablösehöhe D lässt sich unter Berücksichtigung der Höhe und des Reihen- und Pflanzenabstandes der stehenden Vegetation bzw. Rauigkeitselemente die aerodynamische Rauigkeitslänge z_0 für heterogene Grenzflächen berechnen.

$$z_0 = z_{ors} + [0.13 \cdot (H_{ms} - D_s) - z_{ors}] \cdot [1 - e^{-\left(\frac{H_{ms} \cdot W_e}{s_s^2}\right)}] \quad (3.3)$$

z_0 Rauigkeitslänge [m]

z_{ors} Rauigkeitslänge der dominierenden Bodenbedeckungselemente
die mehr als 30 % der Bodenbedeckung ausmachen [m]

H_{ms} maximale Höhe spärlicher Bodenbedeckungselemente [m]

D_s Ablösehöhe aller Bodenbedeckungselemente [m]

W_e Pflanzenabstand spärlicher Bodenbedeckungselemente [m]

s_e Reihenabstand spärlicher Bodenbedeckungselemente [m]

$$z_{ors} = 0.13 \cdot (H - D) \quad (3.4)$$

H Höhe der dominierenden Bodenbedeckungselemente [m]

D Ablösehöhe dominierender Bodenbedeckungselemente [m]

Es wird davon ausgegangen, dass D und z_0 nicht von der Geschwindigkeit abhängen (OERTEL 2001, ETILING 2002), weshalb sie für alle Strömungen innerhalb der atmosphärischen Grenzschicht gelten.

$$u^{\star} = 0.4 \cdot U_{H_w} \ln\left(\left[\frac{(H_w - D)}{z_0}\right]\right) \quad (3.5)$$

u^{\star} Reibungsgeschwindigkeit [$m s^{-1}$]

U_{H_w} Windgeschwindigkeit [$m s^{-1}$]

H_w Messhöhe [m]

Gleichung 3.5 beschreibt die Reibungsgeschwindigkeit, wie sie sich über einer freien, rauhen Oberfläche als Funktion der Ausgangswindgeschwindigkeit U_{H_w} und der aerodynamischen Rauigkeitslänge z_0 einstellt. Natürliche oder künstliche Windhindernisse wie Hecken, Baumreihen, Knicks, Gebäude oder andere Verkehrsinfrastruktureinrichtungen beeinflussen Strömungsprofil und -geschwindigkeit und damit auch die Reibungsgeschwindigkeit u^{\star} . Die Auswirkungen von Windhindernissen auf ihre Umgebung sind dabei vielfältig. Strömungsgeschwindigkeit und -richtung werden sowohl luv- als auch leeseitig beeinflusst. Weiterhin kommt es zu Veränderungen im Mikroklima Temperatur, Luftfeuchte und Evapotranspiration betreffend. Die horizontale Ausdehnung des Schutzbereiches ist in erster Linie abhängig von der Hindernishöhe, wie zahlreiche Arbeiten zeigen konnten (vgl. BORRELLI ET AL. 1989). Die Stärke der Schutzwirkung, d. h. die prozentuale Reduktion der Strömungsgeschwindigkeit, wird hingegen maßgeblich durch die aerodynamische Durchlässigkeit des Hindernisses beeinflusst. Hierbei erzielen leicht durchlässige Hindernisse (Porosität $\sim 20\%$; s.u.) bestmögliche Ergebnisse. Die Reduzierung der Reibungsgeschwindigkeit durch natür-

liche oder künstliche Windhindernisse kann optional durch das Modell TEAM berücksichtigt und mit Hilfe der Parameter Hindernishöhe und Durchlässigkeit in Abhängigkeit der Entfernung zum Windhindernis berechnet werden.

$$u_L^* / u^* = 1 - A \cdot e^{-\frac{0.0876 \cdot L_b}{H_b}} \quad (3.6)$$

u_L^* Reibungsgeschwindigkeit leeseitig des Windhindernisses [$m s^{-1}$]
 L_b leeseitige Entfernung zum Windhindernis [m]
 H_b Höhe des Windhindernisses [m]

mit

$$A = 1.217 - 4.81 \cdot 10^{-3} \cdot P - 7.39 \cdot 10^{-5} \cdot P^2 \quad (3.7)$$

P Porosität des Windhindernisses [%]

Durch Gleichung 3.6 wird unter Einbeziehung von Gleichung 3.7 die Reibungsgeschwindigkeit im Windhindernisbereich angepasst und die klimatische Erosivität räumlich differenziert flächenhaft abgebildet sowie den schlagspezifischen Umweltbedingungen angepasst.

3.3.2 Faktorengruppe Erodibilität

Mit dem Begriff Erodibilität wird die bodenbürtige Erosionsanfälligkeit bezeichnet. Korngrößenzusammensetzung, Kohäsion zwischen trockenen Bodenpartikeln und bodenwasserhaushaltliche Kenngrößen nehmen Einfluss auf die standörtliche Erodibilität, die durch die Schwellenwindgeschwindigkeit u_t^* beschrieben werden kann. Als weiterer Faktor muss an dieser Stelle der Gehalt an organischer Substanz im Boden genannt werden, der jedoch in dem in TEAM integrierten Modell keine Berücksichtigung findet. Die Schwellenwindgeschwindigkeit als kritische Strömungsgeschwindigkeit, deren Überschreitung zur Initiierung des Erosionsprozesses führt, nimmt mit abnehmender Korngröße, zunehmenden Interpartikelkräften

und steigender Bodenfeuchte zu. Bei unbedeckter Bodenoberfläche und ausreichender Länge der erodierenden Oberfläche wird der Erosionsprozess allein durch das Verhältnis von Reibungsgeschwindigkeit und Schwellenwindgeschwindigkeit gesteuert. Ist die Reibungsgeschwindigkeit u^* groß gegenüber u_t^* , dann kann die maximale Transportrate näherungsweise als proportional zu u^{*3} angenommen werden (GREGORY 1991).

Die Beziehung zwischen der Schwellenwindgeschwindigkeit und den Parametern Korngröße und Lagerungsdichte kann unter trockenen Bedingungen durch Gleichung 3.8 (BAGNOLD 1954) abgebildet werden.

$$u_t^* = 0.118 \cdot \left[\frac{\rho_p}{\rho_f} \cdot g \cdot D \right]^{0.5} \quad (3.8)$$

u_t^* Schwellenwindgeschwindigkeit [$m s^{-1}$]

ρ_p Lagerungsdichte [$kg m^{-3}$]

ρ_f Dichte der Luft [$kg m^{-3}$]

g Erdbeschleunigung ($9.81 m s^{-2}$)

D Korndurchmesser [m]

In humiden Gebieten hingegen stellt der Bodenfeuchtezustand einen nicht zu vernachlässigenden Faktor dar. Ob und in welchem Maß es zu Ablösung, Transport und nachfolgender Wiederablagerung von Sediment durch Wind kommt, wird wesentlich durch die aktuelle Bodenfeuchte gesteuert. Um den Einfluss der Bodenfeuchte auf die Schwellenwindgeschwindigkeit richtig abzubilden, integrieren GREGORY & DARWISH (1990) die Wirkungen der u.a. durch die Bodenfeuchte hervorgerufenen Ko- und Adhäsionskräfte (vgl. Gleichung 3.9).

$$u_t^* = 0.118 \cdot [21.2 \cdot d \cdot (1 + 0.01 \cdot W + \frac{0.0045}{d^2} + \frac{1.2}{d} \cdot e^{-\frac{0.1 \cdot W}{W_w}} \cdot (W - W_c))]^{0.5} \quad (3.9)$$

d mittlerer Korndurchmesser ohne Tonfraktion (später D_{50}) [mm]
 W Bodenwassergehalt [Gew. %]
 W_w permanenter Welkepunkt [Gew. %]
 W_c Anteil des Adhäsionswassers an W_w [%]

mit

$$RH = 100 \cdot [1 - e^{(-7 (1 - e^{\frac{-W}{W_w}}) (\frac{W}{W_w})^{0.60 + 0.033 C_p})}] \quad (3.10)$$

$$W_w = 3.5 \cdot e^{-0.52 d} + 0.316 \cdot C_p \quad (3.11)$$

$$W_c = 0.33 \cdot W_w \quad (3.12)$$

C_p Tongehalt des Bodens [Gew. %]
 RH relative Luftfeuchte [%]

Mit der relativen Feuchte RH als Eingangsgröße erfolgt eine Schätzung des Bodenwassergehaltes auf iterativem Weg durch das Modell (siehe Gleichung 3.10). Ist der Bodenwassergehalt geringer als der Anteil des Adhäsionswassers am permanenten Welkepunkt, werden W und W_c gleichgesetzt, so dass der letzte Term in Gleichung 3.9 entfällt.

Wegen der geringen ungesättigten hydraulischen Leitfähigkeit grob texturierter Böden bzw. Sand ist der Wassergehalt der direkten Oberfläche dieser Substrate nahezu unabhängig von der Bodenfeuchte der unterlagernden Bodenschichten (PURI ET AL. 1925). Aus diesem Grund korreliert der Feuchtezustand der Bodenoberfläche, ausgenommen der kurze Zeitraum nach einem Niederschlagsereignis, enger mit der relativen Luftfeuchte (BELLY 1964). Der dem Bodenabtrag entgegenwirkende Effekt der Bodenfeuchte kann somit über die relative Luftfeuchte geschätzt werden (Gleichung 3.10). Hierbei erfolgt die Berechnung der Schwellenwindgeschwindigkeit erst im Anschluss an die Ableitung des Bodenfeuchtezustands. Wenngleich die Berücksichti-

gung der Wechselwirkungen zwischen relativer Luftfeuchte und dem Feuchtezustand der Bodenoberfläche grundsätzlich als Fortschritt in der Modellstruktur zu werten ist, weisen die Entwickler darauf hin, dass

„TEAM will underestimate surface soil moisture immediately after rain. TEAM moisture equations are not accurate until after the soil surface appears dry. For sand, the time for this drying to occur is often less than half a day.“
(Gregory et al. 2004, S. 210)

Die aus Gleichung 3.9 abgeleitete Schwellenwindgeschwindigkeit u_t^* beschreibt die zu überschreitende Strömungsgeschwindigkeit, um den Ablöse- und Transportprozess in Gang zu setzen und wird auch als Fluid-Schwellenwindgeschwindigkeit oder statische Schwellenwindgeschwindigkeit bezeichnet. Durch den zusätzlichen Energieübertrag der auf die Bodenoberfläche zurückfallenden Sedimentpartikel ist im Verlauf des Erosionsprozesses eine Verminderung der aktuellen Schwellenwindgeschwindigkeit zu beobachten, die zur Aufrechterhaltung des Transportes weiterhin überschritten werden muss. Letztere Strömungsgeschwindigkeit wird auch als Aufprall-Schwellenwindgeschwindigkeit oder Impact-Schwellenwindgeschwindigkeit bezeichnet. Die Aufprall-Schwellenwindgeschwindigkeit beträgt circa 80 % der statischen Schwellenwindgeschwindigkeit. Ist der Transportprozess einmal angestoßen, reichen Windgeschwindigkeiten von $0.8 \cdot u_t^*$ aus, um Ablösung und Transport sowie Wiederablagerung weiter zu unterhalten (BAGNOLD 1941).

Strömungen über rauen Oberflächen erfolgen in aller Regel nicht laminar, sondern turbulent. Turbulenz führt zu kleinräumigen, kurzzeitigen Maxima in der Strömungsgeschwindigkeit und Energieübertragung an Grenzflächen. Die Böigkeit des Windes repräsentiert dabei die messbare Turbulenz der Strömung. Unter Berücksichtigung der Böigkeit und des zusätzlichen Energieeintrages durch wiederaufprallende Partikel reduziert sich die statische Schwellenwindgeschwindigkeit u_t^* zur dynamischen Schwellenwindgeschwindigkeit u_d^* (vgl. Gleichung 3.13).

$$u_d^* = 0.8 \cdot u_t^* / G_f \quad (3.13)$$

u_d^* dynamische Schwellenwindgeschwindigkeit [$m s^{-1}$]

G_f Böigkeitsfaktor [dimensionslos]

Der Bögigkeitsfaktor nach DURST (1960) stellt das Verhältnis von maximaler und mittlerer Windgeschwindigkeit pro Messintervall dar.

Ist die Schwellenwindgeschwindigkeit klein gegenüber der aktuellen Strömungsgeschwindigkeit, wie dies bei hohen aktuellen Windgeschwindigkeiten der Fall ist, hat die Anpassung nur geringe Auswirkungen. Eine wesentliche Verbesserung der Modellierung stellt Gleichung 3.13 für kleine Winderosionsereignisse mit geringen Transportmengen dar, wenn die aktuellen Strömungsgeschwindigkeiten sich nahe der Schwellenwindgeschwindigkeit bewegen.

3.3.3 Faktorengruppe Eigenschaften der erodierenden Oberfläche

Das Ausmaß der Bodenerosion durch Wind ist eine Funktion der auf die Erdoberfläche übertragenen kinetischen Energie, die der Ablösung und dem Transport der Bodenpartikel dient. Sie wird maßgeblich durch die Bodenbedeckung durch Pflanzen und Pflanzenrückstände bestimmt. Dabei ist ein exponentieller Zusammenhang zwischen Gesamtbodenabtrag und Bedeckungsgrad festzustellen (SIDDOWNAY ET AL. 1965). Eine Schutzwirkung und damit eine Minimierung des Bodenabtrages ist bereits für Bodenbedeckungsgrade < 25 % deutlich feststellbar (BMVEL 2001). Eine Bedeckung von 20 % reduziert den Bodenabtrag um 57 %, ein Bedeckungsgrad von 50 % sogar um bis zu 95 %, so die Ergebnisse von FRYREAR (1985). Der Faktor S repräsentiert die bedeckungsgradabhängige Reduktion der auf die Bodenoberfläche einwirkenden kinetischen Energie (GREGORY ET AL 2004).

$$S = \frac{((1 - F_c) \cdot (1 - F_R))}{\left[\frac{(F_c h_c)}{h_s} + \frac{((1 - F_c) F_R h_R)}{h_s} + (1 - F_c) \cdot (1 - F_R) \right]^2} \quad (3.14)$$

F_c Bodenbedeckungsgrad gesamt [%]

F_R Bodenbedeckungsgrad durch Pflanzenrückstände [%]

h_c Pflanzenhöhe [m]

h_R Höhe der Pflanzenrückstände [m]

h_s Höhe der Bodenrauigkeit [m] (0.01 als Vorgabewert)

FRYREAR (1984) verweist darüber hinaus auf die Bedeutung der Bodenrauigkeit auf den Energietransfer und stellt dar, dass die Schaffung einer rauhen Oberfläche im Rahmen der Bearbeitung zu einer signifikanten Reduktion des Bodenabtrags beiträgt.

3.3.4 Berechnung von Transportraten

Die maximale ereignisbezogene Transportrate M ist die Funktion aus den bodenphysikalischen Kenngrößen des Standortes, repräsentiert durch die Korngrößenzusammensetzung, den Oberflächeneigenschaften, beschrieben durch den Einfluss der Bodenbedeckung auf den Energietransfer und den aktuellen meteorologischen Randbedingungen. Der Berechnung der maximalen Transportrate liegt die vereinfachende Annahme zugrunde, dass die betrachtete Oberfläche sowohl räumlich als auch in ihrem Angebot an zu erodierendem Material unbegrenzt ist.

$$M = 0.004 B_d \cdot \left(\frac{1}{u_d^*}\right)^2 \cdot \left(\frac{D_{50}}{D_R}\right) \cdot \left(1 + 125 \sqrt{D_{75}} - \frac{\sqrt{0.08}}{\sqrt{D_R}}\right) \cdot (S u^{*2} - u_d^{*2}) \cdot u^* \quad (3.15)$$

B_d Lagerungsdichte [kg m^{-3}]

D_{50} mittlerer Korndurchmesser ausgenommen Tonfraktion [mm]

D_R Referenzdurchmesser [mm] (1 mm als Vorgabewert)

D_{75} mittlerer Korndurchmesser der oberen Hälfte der Korngrößenverteilung [mm]

Um auf Grundlage der maximalen Transportrate auf den flächenbezogenen Bodenabtrag schließen zu können, führen GREGORY ET AL. (2004) einen sog. Längenfaktor L_f ein, der die maximale Transportrate zur Bodenabtragsrate S_{LR} pro Flächeneinheit anpasst.

$$S_{LR} = M \cdot L_f \quad (3.16)$$

mit

$$L_f = 1 - e^{-A_f \cdot \left(\frac{D_t}{D_{tl}}\right) L} \quad (3.17)$$

$$A_f = 0.1 e^{\left[\frac{(2.3 L)}{(L + (D_{tl} / D_t S u^{\star 2}) e^{-1.7 (D_t S u^{\star 2} / D_{tl}) \cdot L})} \right]} \quad (3.18)$$

$$\frac{D_t}{D_{tl}} = \frac{(5 D_a / E_c)}{(0.004 B_d (1 / u_d^{\star 2}))} \quad (3.19)$$

$$\frac{1}{E_c} = \frac{1.1}{C_p} \quad (3.20)$$

L_f Längenfaktor

A_f avalanching–Faktor (Lawineneffekt)

D_t Ablösung für feste Bodenoberflächenbedingungen

D_{tl} Ablösung für lockere Bodenoberflächenbedingungen

L Feldlänge [m]

E_c crushing–Energie [J]

L_f repräsentiert die feldlängenabhängige Sättigung des Transportstroms und wird maßgeblich vom avalanching-Faktor, der den Lawineneffekt beschreibt, beeinflusst.

Der avalanching-Faktor verhält sich gegenüber kurzen Feldlängen, kleinen Werten für D_t/D_{tl} und/oder geringen Reibungsgeschwindigkeiten exponentiell. Das Ergebnis ist eine exponentielle Zunahme des Bodenabtrags bei zunehmender windwirksamer Feldlänge.

3.3.5 Zusammenfassung

Das Modell TEAM stellt eine Zusammenstellung zahlreicher prozess-basierter Teilmodelle dar. Jedes für sich wurde mit dem Ziel entwickelt, den gesamten Winderosionsprozess von der Ablösung über den Transport bis hin zur Wiederablagerung, bezogen auf ihre physikalischen Grundlagen, zu beschreiben.

Mittels überschaubarer, einfach zu erfassender Eingangsdaten werden zwei zentrale Ergebnisse produziert: (i) eine maximale Transportgleichung und (ii) ein zwischen 0 und 1 variierender Längenfaktor, der die Gleichung für maximalen Transport zur flächenbezogenen Bodenabtragsrate modifiziert. Eingangsvariablen für die Modellergebnisse sind häufig als Funktionen anderer Prozesse und Variablen zu verstehen. Hieraus lässt sich ein System von Gleichungen definieren, die den Gesamtprozess optimal anhand der Eingangsdaten Windgeschwindigkeit, relativen Luftfeuchte, Korngrößenverteilung, Tongehalt, Bedeckung durch Pflanzen und Pflanzenrückstände, Bodenbedeckung durch Aggregate, Schlaggeometrie sowie Höhe und aerodynamische Eigenschaften von Windhindernissen abzubilden versuchen.

Eine Übersicht über den Modellablauf, Eingangsdaten und Ergebnisse gibt Abbildung 3.6.

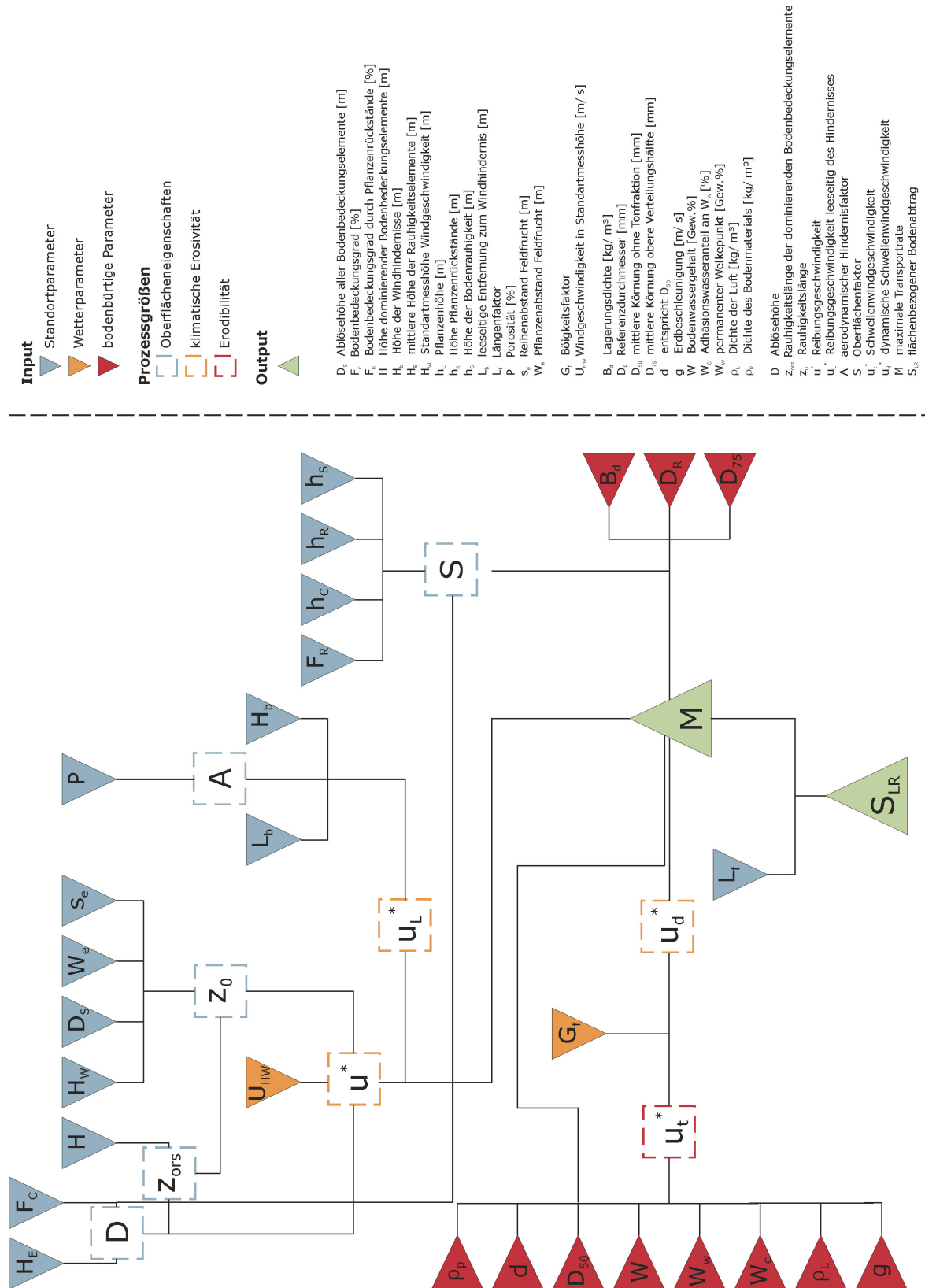


Abbildung 3.6 Das Modell TEAM in der Übersicht

4 Das Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet „Goldelund“ liegt 25 km südwestlich der Stadt Flensburg und 25 km nordöstlich der Stadt Husum im Nordwesten Schleswig-Holsteins. MEYNEN & SCHMITHÜSEN (1953) ordnen diese Region dem Naturraum Schleswiger Vorgeest, einem Teilgebiet der Niederen Geest, zu. Mit einer Fläche von 18 km² erstreckt sich das Gebiet um die Ortschaft Goldelund, Kreis Nordfriesland. Lediglich ein kleinerer Teil im Nordosten des Untersuchungsgebietes gehört administrativ zur Gemeinde Riesbrik, Kreis Schleswig-Flensburg.

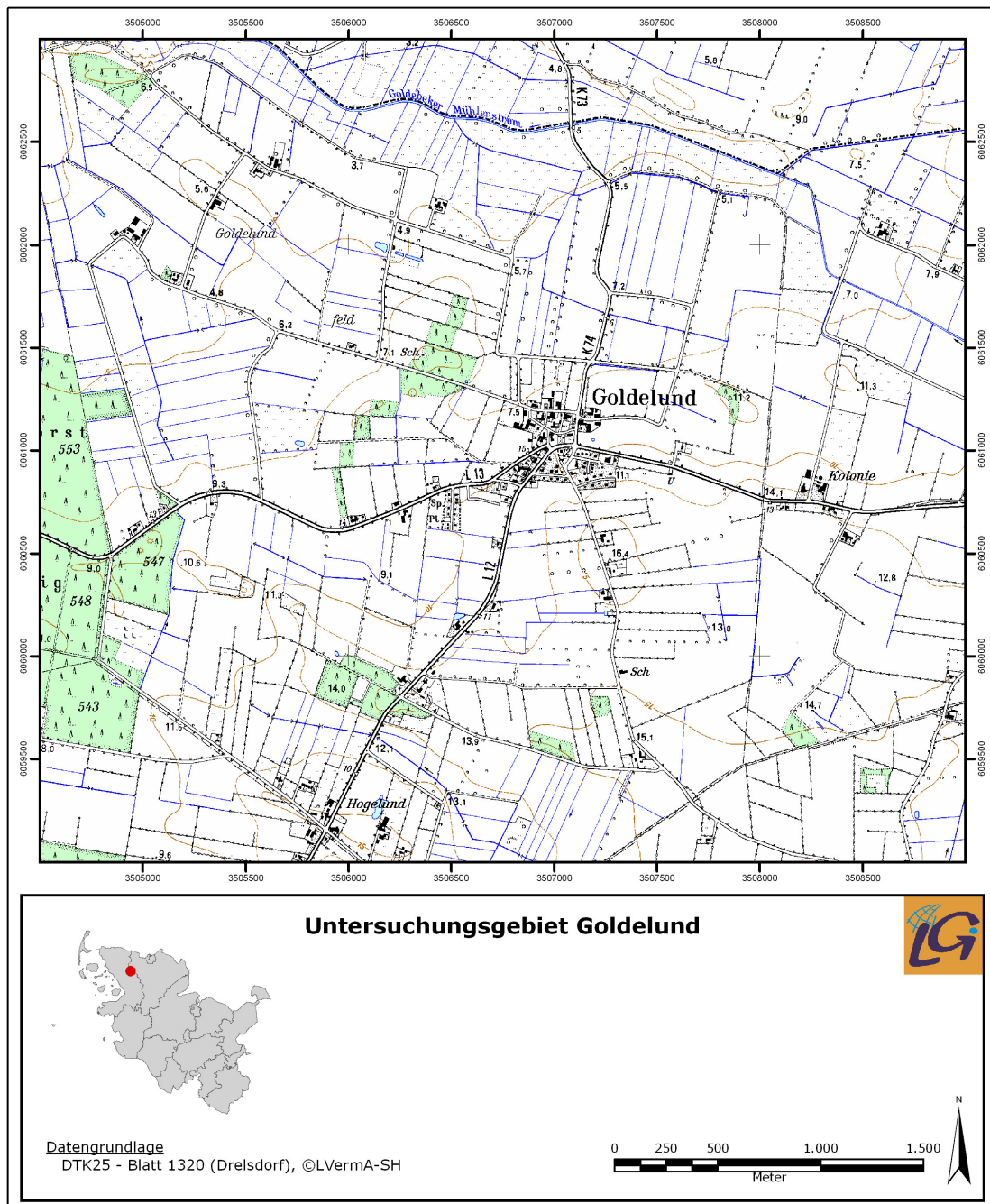
Das Gebiet wird hinsichtlich seiner Oberflächengestalt durch eine ausgedehnte, schwach nach Westen geneigte Ebene geprägt. Einzelne Reste der weitgehend erodierten jungsaalezeitlichen Moränen sowie die im Spätglazial und Holozän aufgewehten Dünen ragen aus der Sanderfläche heraus. Die größte Erhebung des Untersuchungsgebietes mit 16 m ü NN befindet sich südlich der Ortschaft Goldelund im Bereich eines dem Warthe-II-Stadium (STREHL 1999) zugerechneten Moränenrestes. Aus den geringsten Höhen von 2 m ü NN im Bereich der Soholmer Au ergibt sich eine maximale, gebietsinterne Höhendifferenz von 14 m.

4.1 Geologische und geomorphologische Verhältnisse

Entsprechend der Genese des Untersuchungsgebietes wird der oberflächennahe Untergrund im Raum Goldelund durch pleistozäne und holozäne Lockersedimente geprägt. Die spätglazial aus den Gletschertoren bei Flensburg, Översee und Sieverstedt schütenden Schmelzwässer sind verantwortlich für die heutige flächenhafte Dominanz weichselzeitlicher Schmelzwasserablagerungen. Entlang eines Ost-West-Profiles zeichnet sich die schwach geneigte Sanderebene durch eine Abnahme der Korngröße in Abhängigkeit der Entfernung von der ehemaligen Eisrandlage und der damit in Zusammenhang stehenden Fließgeschwindigkeit der Schmelzwässer aus (FRÄNZLE 1985). Im Untersuchungsgebiet, das sich ungefähr 20 km westlich des ehemaligen Gletschertores befindet, bestimmen Mittelsande mit mehr oder minder hoher Feinsandkomponente den oberflächennahen Untergrund und bilden das Ausgangsmaterial für die Pedogenese. Jungsaalezeitliche Geschiebelehme sowie grobsandige bis kiesige Ablagerungen reichen in der Region nur in kleineren Vorkommen bis an die Oberfläche heran. Der sich südlich der Ortsgrenze Goldelunds befindende saalezeit-

4 Das Untersuchungsgebiet

liche Moränenrest wird als äußerste Grenze des jungsaalezeitlichen Gletschervorstoßes interpretiert, dessen ehemaliger Verlauf entlang einer sich von Goldelund über Hoge-
lund nach Joldelund erstreckenden Stauchzone nachgezeichnet werden kann (STREHL
1999).



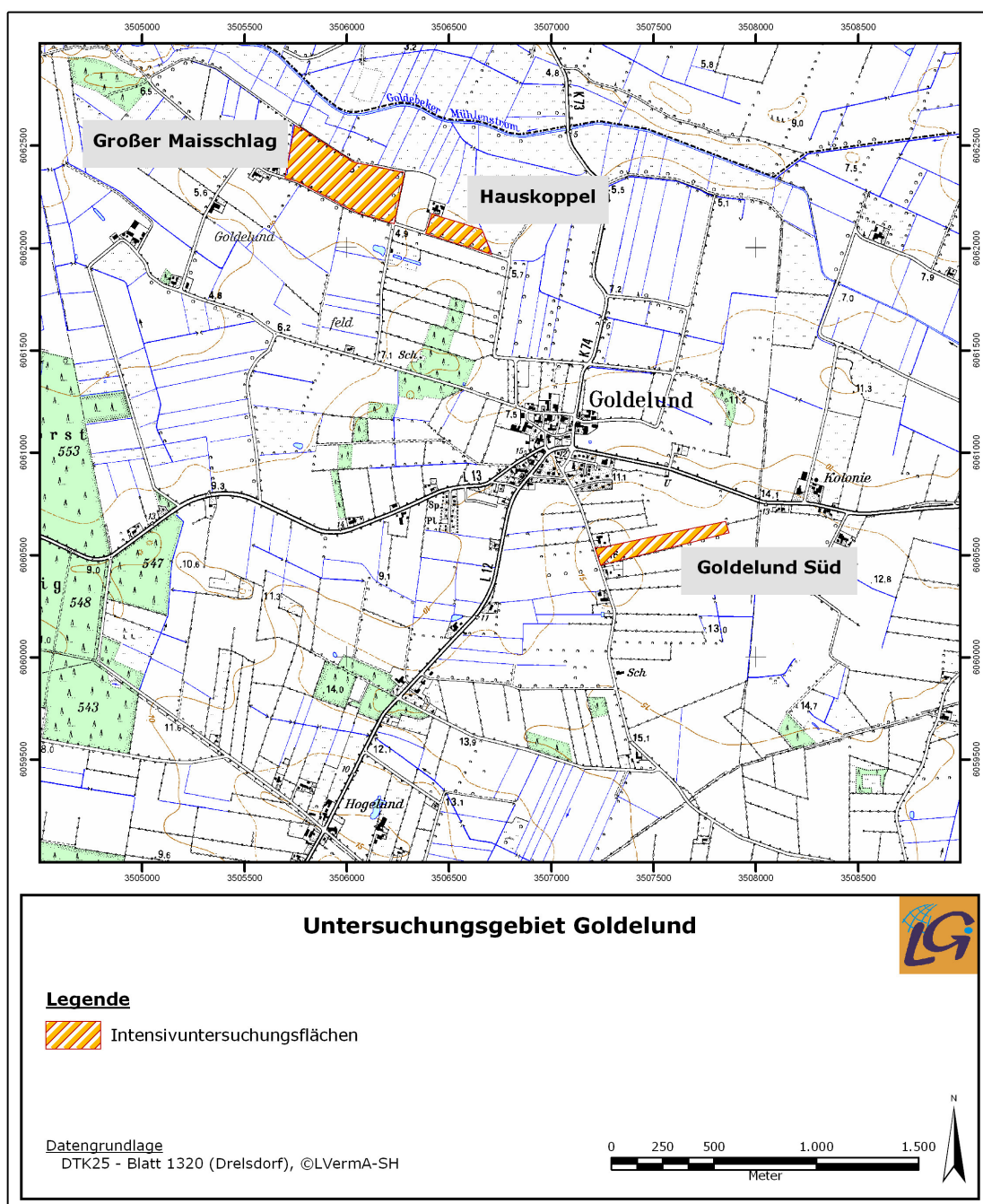


Abbildung 4.2 Übersicht über das Untersuchungsgebiet und Lage der Intensivuntersuchungsflächen

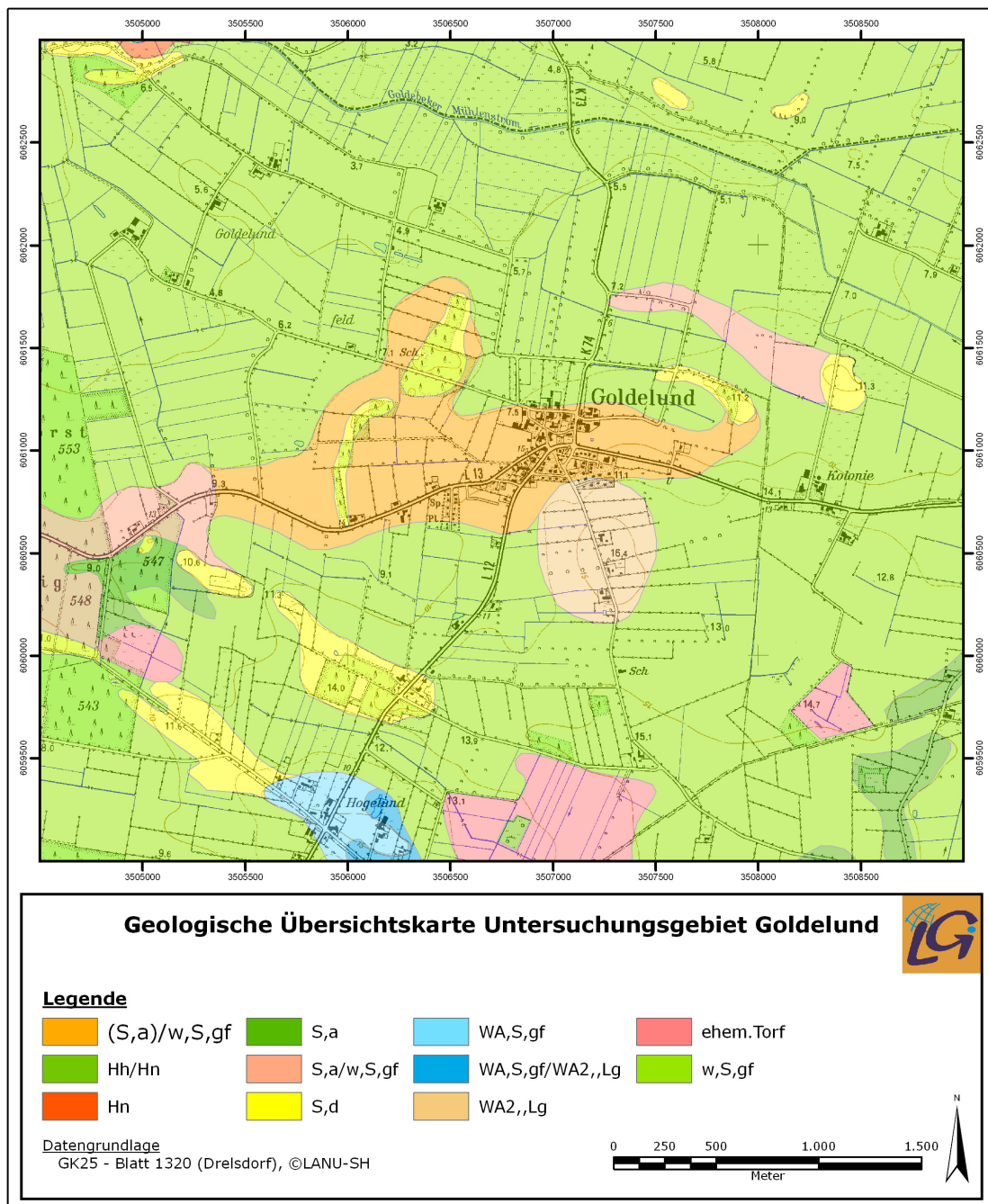


Abbildung 4.3 Geologische Übersichtskarte des Untersuchungsgebietes Goldelund

Der großflächigen Aufschüttung von Sanderflächen im Weichselhochglazial folgte die Überprägung der Oberfläche durch Auswehung der Flugsande und deren Akkumulation zu Flugsanddecken und Binnendünen (GRIPP 1967, JATHO 1969). STREHL (1999) ordnet die äolischen Ablagerungen des Untersuchungsgebietes drei verschiedenen Phasen zu (vgl. Kapitel 4.4): Dem Weichselspätglazial (Phase 1), der Römischen Kaiserzeit (Phase 2) und dem Mittelalter bis hin zur jüngeren Vergangenheit (Phase 3).

Größere, überwiegend aufgeforstete Dünenkomplexe finden sich heute westlich sowie südwestlich der Ortschaft Goldelund, im Naturschutzgebiet Lütjenholmer Heidedünen und nördlich des Goldebeker Mühlenstroms. Niedermoore sind im Untersuchungsgebiet durch Melioration und früheren Torfabbau nur noch vereinzelt entlang des Goldebeker Mühlenstroms und der Soholmer Au vorhanden. Restvorkommen der ehemals großflächigen Hochmoore findet man noch zwischen Joldelund und Hogelund.

4.2 Klimatische Bedingungen

Das Klima des Untersuchungsgebietes weist aufgrund der geringen Distanz zur Nordsee eine ozeanische Prägung auf. Dies resultiert in einer vergleichsweise geringen Jahresamplitude der Klimaparameter Lufttemperatur und Luftfeuchtigkeit sowie in vergleichsweise hohen und gleichmäßig über das ganze Jahr verteilt fallenden Niederschlägen.

Die Jahresmitteltemperatur im Raum Goldelund beträgt $8,2^{\circ}\text{C}$, die Temperaturamplitude $15,2\text{ K}$. Im langjährigen Mittel fallen 820 mm Niederschlag pro Jahr, dabei sind die Monate Februar bis Mai mit 188 mm bzw. 23% des Jahresniederschlags die relativ trockensten, wohingegen in der zweiten Jahreshälfte 60% des Gesamtniederschlags fallen.

Die Windgeschwindigkeit in Standardmesshöhe beträgt im Jahresmittel $4,9\text{ m s}^{-2}$. Die Bodenwindrichtungsverhältnisse im Untersuchungsgebiet entsprechen den zu erwartenden Verhältnissen der Mittelbreiten. Jahreszeitliche Variationen sind nur gering ausgeprägt, die Windrichtungsverteilung im Herbst und Winter entspricht dem Jahresdurchschnitt mit einer relativen Dominanz westlicher Strömungslagen. Grundsätzlich sind alle Richtungsquadranten über das Jahr verteilt mit unterschiedlichen Häufigkeiten vertreten (West 43% ; Ost 26% ; Nord 10% ; Süd 21%). Das Strömungsmuster nimmt im Frühjahr jedoch ein eher symmetrisches Bild an, zwar dominieren weiterhin die Westwinde (40% Richtungshäufigkeit), verlieren zugunsten der Ostwinde (30% Häufigkeit) jedoch an Bedeutung. Die kumulative Auftretenshäufigkeit von Nord- (14%) bzw. Westströmungen (16%) bleibt im Mittel gleich (LIEDTKE & MARCINEK 2002). Vor dem Hintergrund der Winderosion ist darauf zu verweisen, dass Großwetterlagen, die zu Ostströmungen führen, im allgemeinen aufgrund des gerin-

geren Wasserdampfgehaltes der Luftmasse als wenig niederschlagswirksam anzusehen sind. Dieser Zusammenhang wird auch im Vergleich von Niederschlags- und Windrichtungsverteilung deutlich.

4.3 Charakteristische Bodentypen und deren Verbreitung

Ausgangssubstrat der Bodenbildung im Untersuchungsgebiet sind in erster Linie silikatarmer, fein- bis mittelkörnige Schmelzwassersande sowie Flugsande. Dominierende Prozesse der Pedogenese sind Podsolierung, Vergleyung und Vermoorung, dabei kann lokal der Grundwasserflurabstand und dessen Variabilität als Hauptfaktor für die Genese unterschiedlicher Bodentypen gelten. Das Gebiet Goldelund wird im Wesentlichen durch folgende fünf Boden(sub)typen, genannt in der Reihenfolge ihrer Flächenanteile, geprägt: Gley-Podsol, Podsol-Gley, (Norm-) Podsol, (Norm-) Gley und Niedermoor (DUTTMANN ET AL. 2004). Als landschaftliche Besonderheit stellt sich die Bildung von Ortstein und Raseneisenstein dar. KACZOREK ET AL. (2004) geben einerseits zu bedenken, dass die Bildung von Ortstein und Raseneisenstein nach wie vor nicht abschließend erforscht ist. Trotzdem folgern sie aus ihren Untersuchungen, dass Ortsteinbildung im Zusammenhang mit dem Podsolierungsprozess zu sehen ist, wohingegen Raseneisenstein eine Bildung im Rahmen der Vergleyung darstellt. Bei wenig schwankendem Grundwasserstand kommt es durch zusätzliche laterale Fe-Zufuhr aus den umgebenden Podsol-Gleyen zur Raseneisensteinbildung.

Im Bereich des saalezeitlichen Moränenrestes südlich der Ortsgrenze Goldelund haben Kolluvisole, staunasse Böden und Braunerden ihre räumlich begrenzte Verbreitung.

4.4 Entwicklung der Kulturlandschaft und aktuelle Landnutzung

Wald stellte seit Beginn des Holozäns vor über 10 000 Jahren das landschaftsprägende Element in der Geest dar (DÖRFLER 2000). Die Bewaldung der Geest im ausgehenden Weichselspätglazial kann als Ende der *ersten Phase* der äolischen Stoffumlagerung im Untersuchungsgebiet angesehen werden (STREHL 1999). Bis ins frühe Holozän kam es zur Aufwehung mächtiger Flugsanddecken und ausgedehnter Dünenfelder. Mit der Verhüttung des Raseneisensteins in der Römischen Kaiserzeit begann die *zweite Phase* windbedingter Stofftransporte. Um Holzkohle für die Eisenverhüttung bereitzustellen

kommt es zu großflächigem Holzeinschlag und einer Reaktivierung der zuvor festgelegten Sande (RIEDEL 1997, DÖRFLER 2000). Die *dritte Phase* intensiver Winderosion beginnt mit der erneuten Waldvernichtung ab Beginn des Mittelalters und setzt sich bis in die jüngere Vergangenheit fort. Um den lokalen Bedarf an Brenn- und Bauholz zu decken und die waldfreien Marschen zu versorgen, degradieren die Waldgebiete zu verbuschten Niederwäldern und nahezu baumlosen Heiden. Insbesondere die Ausdehnung und Intensivierung des Ackerbaus Anfang bis Mitte des 20. Jahrhunderts führte zu teils verheerenden äolischen Transportprozessen.

Bis ins 18. und 19. Jahrhundert bestimmen die Heiden das Landschaftsbild. Nach ELLENBERG (1978) und FRÄNZLE (1985) sind diese unter anthropogen-zoogenem Einfluss entstanden. Moorheiden auf vernässten und vermoorten sowie Sandheiden auf den grundwasserfernen, trockenen Standorten dominieren (MAGER 1930). Die Ortsteinhorizonte der Eisen-Humus-Podsole erschwerten über Jahrhunderte hinweg die ackerbauliche Nutzung der Heidestandorte. Dies bedingte nach DÖRFLER (2000) eine weitestgehend extensive Landnutzung als Gemein- und Bienenweide. Der Plaggenhieb auf den Heideflächen und der extensive Brandackerbau auf diesen Flächen begünstigte das Auftreten von Winderosion. Zahlreiche Programme zur Ansiedelung und Kolonisation der Heiden schlugen fehl, bedingt durch die unangepasste Bewirtschaftung und die ungünstigen Standortbedingungen. Erst im ausgehenden 19. Jahrhundert setzte mit den nach dänischem Vorbild gegründeten Heidekulturvereinen eine planmäßige Kultivierung der Räume ein. Tiefumbruch und Mergelung ermöglichten eine ackerbauliche Nutzung. Trotz umfangreicher kulturtechnischer Maßnahmen bleibt der Ertrag auf den Heideböden unsicher. Insbesondere häufige Trockenschäden auf den grundwasserfernen Standorten führen in der niederschlagsarmen Hauptwachstumsperiode im Frühsommer zu Ertragseinbußen (DEGN ET AL. 1979).

Zu Beginn des 20. Jahrhunderts wurden Ödländereien planmäßig aufgeforstet und Windschutzanlagen angelegt. Diese Bemühungen zur Eindämmung der Winderosion kamen im Verlauf des 1. und 2. Weltkrieges zum Erliegen. Die Konzepte C. Emeis` (EMEIS 1909) wurden durch das Programm Nord (PROGRAMM NORD 1979) in den 1950er Jahren wieder aufgegriffen und fortgeführt (IWERSEN 1953).

Zuvor kam es durch vermehrten Holzeinschlag, Intensivierung der landwirtschaftlichen Bodennutzung und den erweiterten Anbau von Getreide und Hackfrüchten zur Ernährungssicherung in den Nachkriegsjahren zu großflächigen Verwehungen.

Der Agrarstrukturwandel in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhundert führte zu einem Rückgang der ackerbaulich genutzten landwirtschaftlichen Nutzfläche. Der Futterpflanzenanbau verdrängte den Anbau von Getreide und Hackfrüchten zunehmend. Aus den Veränderungen in der Flächennutzung resultierte ein deutlicher Rückgang der Winderosionsereignisse.

Die aktuelle Landnutzung im Untersuchungsgebiet ist einerseits geprägt durch die praktizierte Milchwirtschaft und den damit verbundenen Anbau von Silomais, andererseits durch eine erneute Ausweitung des Ackerlandes seit den 1990er Jahren durch vermehrten Grünlandumbruch bei gleich bleibender landwirtschaftlicher Nutzfläche. Diese Entwicklung hat sich in den vergangenen drei bis fünf Jahren vor dem Hintergrund des zunehmenden Energiepflanzenanbaus nochmals beschleunigt. Das aktuelle Acker-Grünland-Verhältnis betrug 2003 20:80, heute 30:70 mit steigender Tendenz für den Ackerlandanteil.

5 Ergebnisse

5.1 Beschreibung und Quantifizierung des Sediment- und Stofftransports im Experiment und im Freiland

5.1.1 Beschreibung der Stofftransporte im Experiment

Im Rahmen der Windkanalexperimente 2006 wurden 33 Versuche gemäß Setup ($7,5 \text{ ms}^{-1}$ / 5 min) durchgeführt. Die geringe Versuchsdauer und die relativ hohe Bodenfeuchte des Versuchsmaterials führten lediglich zu geringen Materialmengen in den Sedimentfallen. Der Versuchsaufbau wurde auf Grundlage der durchgeführten Versuche und der daraus abzuleitenden Ergebnisse im Folgenden modifiziert. Die Bewindungsdauer wurde für die Varianten 2 bis 4 angepasst und das Material zuvor bei Raumtemperatur getrocknet, um optimale Versuchsergebnisse zu erzielen. Die Ergebnisse der Windkanaluntersuchungen werden im Folgenden nach den in Kapitel 3.2.2 und Tabelle 3.3 beschriebenen Varianten dargestellt.

Im Rahmen der Windkanaluntersuchungen wurde Material in 2,3 cm, 9,5 cm, 16,7 cm und 23,9 cm ü GOF mit den ebenfalls im Freilandversuch verwendeten MWAC-Fallensystemen aufgefangen. Aufgrund der ermittelten Grenzschichtmächtigkeit von 0 cm bis 20 cm über Geländeoberfläche (vgl. Kapitel 3.2.3) werden im Folgenden lediglich die sich innerhalb dieses Profils befindlichen Sampler in die Ergebnisdarstellung und nachfolgende Diskussion einbezogen.

Wie in Kapitel 3.2.2 beschrieben, werden die Windkanaluntersuchungen mit für das Untersuchungsgebiet als repräsentativ anzusehendem Bodenmaterial durchgeführt. Das Material wurde im Untersuchungsgebiet auf der Intensivuntersuchungsfläche „Großer Maisschlag“ entnommen und für den späteren Gebrauch zwischengelagert. Die physikalischen und chemischen Eigenschaften des Probenmaterials sind nachstehender Tabelle 5.1 zu entnehmen.

Tabelle 5.1 Physikalische und chemische Eigenschaften des in den Windkanalversuchen verwendeten Bodens

[Gew %]			[Vol %]			[Gew %]		[mg kg ⁻¹]	[mg 100 g ⁻¹]
Ton	Schluff	Sand	Ton	Schluff	Sand	C	N	P₂O₅	K₂O
0,33	3,96	95,71	0,00	4,94	95,06	3,393	0,193	134,357	8,21

Variante 1 (7,5 ms⁻¹; 5 min)

Die in Variante 1 aufgefangenen Materialmengen sind nicht für die gesamte Standardanalytik ausreichend, lediglich der C- und N-Gehalt des transportierten Materials konnte untersucht werden. Eine Übersicht über die Analyseergebnisse gibt Tabelle 5.2. Mittels Kolmogoroff-Smirnoff-Test konnte keine signifikante Abweichung ($\alpha = 0,01$) der Verteilung der Messwerte von der Normalverteilung nachgewiesen werden.

Tabelle 5.2 Deskriptive Statistik der Windkanalversuche, Variante 1

Parameter	Höhe ü GOF [cm]								
	2,3	9,5	16,7	2,3	9,5	16,7	2,3	9,5	16,7
	C [%]			N [%]			P ₂ O ₅ [mg kg ⁻¹]		
n	33	27	14	33	27	14	no data	no data	no data
Mittelwert	4,069	2,531	2,241	0,222	0,133	0,116			
Std. Fehler	0,166	0,122	0,069	0,010	0,007	0,005			
Varianz	0,915	0,406	0,067	0,003	0,001	0,000			
Std. Abweichg.	0,956	0,637	0,258	0,058	0,039	0,018			
Var. Koeffizient	0,235	0,252	0,115	0,261	0,295	0,155			
Rel. Var. Koeff.	4,092	4,842	3,081	4,546	5,674	4,142			
Schiefte	0,591	1,612	-0,760	0,488	1,466	-0,127			
Kurtosis	0,084	2,638	0,103	-0,193	2,228	-0,437			
Minimum	2,280	1,785	1,693	0,117	0,080	0,086			
Maximum	6,521	4,340	2,623	0,364	0,249	0,147			
Spannweite	4,241	2,555	0,930	0,247	0,169	0,061			
Median	4,073	2,457	2,326	0,227	0,119	0,114			

Relativ zum Ausgangsmaterial findet in Bezug auf den Gesamtkohlenstoffgehalt eine Anreicherung (+ 20 %) im bodennahen Transportstrom (2,3 cm ü GOF) statt (vgl. Abbildung 5.1). Für die daran anschließenden Transporthöhen 9,5 und 16,7 cm ü GOF ist hingegen ein geringerer Gehalt an Gesamtkohlenstoff im transportierten Material gegenüber der Stoffkonzentration im Ausgangsmaterial zu verzeichnen.

Variante 2 (7,5 ms⁻¹; 10 min)

Aufgrund der geringen in Variante 1 aufgefangenen Sedimentmengen wird für Variante 2 (7,5 ms⁻¹; 10 min) die Bewindungszeit verlängert. Es findet ein gegenüber der Variante 1 deutlich erhöhter Materialtransport statt, so dass die gesamte in Kapi-

tel 3.1.2 beschriebene Analytik durchgeführt werden kann. Geringe Abweichungen von der Normalverteilung liegen bzgl. der Phosphat-Gehalte des in 9,5 cm ü GOF transportierten Materials und der K₂O-Gehalte des Materials aus 16,7 cm Transporthöhe ü GOF vor. Darüber hinaus können die Daten als normal verteilt ($\alpha = 0,01$) angenommen werden. Eine Übersicht beschreibender statistischer Parameter gibt Tabelle 5.3.

Tabelle 5.3 Deskriptive Statistik der Windkanalversuche, Variante 2

Parameter	Höhe ü GOF [cm]								
	2,3	9,5	16,7	2,3	9,5	16,7	2,3	9,5	16,7
	C [Gew %]			P ₂ O ₅ [mg kg ⁻¹]			K ₂ O [mg 100g ⁻¹]		
n	30	30	30	30	28	27	30	28	27
Mittelwert	4,454	2,675	2,032	212,795	161,641	156,448	7,614	6,386	8,230
Std. Fehler	0,129	0,060	0,084	3,698	6,292	0,658	0,299	0,712	0,232
Varianz	0,500	0,109	0,210	410,179	1108,65	11,679	2,689	14,188	1,450
Std. Abweichg.	0,707	0,330	0,459	20,253	33,296	3,417	1,637	3,767	1,204
Var. Koeffizient	0,159	0,123	0,226	0,095	0,206	0,022	0,215	0,590	0,146
Rel. Var. Koeff.	2,898	2,256	4,123	1,738	3,893	0,420	3,925	11,146	2,815
Schiefte	2,224	0,733	-2,958	-1,053	-4,502	-0,547	-2,784	2,377	-3,746
Kurtosis	4,875	-0,222	12,103	0,178	19,983	0,251	7,362	6,524	14,596
Minimum	3,514	2,141	0,000	163,218	0,000	147,281	1,779	0,000	2,822
Maximum	6,809	3,395	2,670	238,235	184,800	160,518	9,150	20,119	8,800
Spannweite	3,295	1,254	2,670	75,018	184,800	13,237	7,371	20,119	5,977
Median	4,306	2,633	2,054	219,776	167,337	156,708	7,900	5,662	8,730

	Ton [Vol %]			Schluff [Vol %]			Sand [Vol %]		
	9	no data	no data	9	no data	no data	9	no data	no data
n	9	no data	no data	9	no data	no data	9	no data	no data
Mittelwert	0,102			6,605			93,292		
Std. Fehler	0,019			0,201			0,213		
Varianz	0,003			0,365			0,408		
Std. Abweichg.	0,057			0,604			0,639		
Var. Koeffizient	0,559			0,091			0,007		
Rel. Var. Koeff.	18,635			3,049			0,228		
Schiefte	-0,473			0,612			-0,689		
Kurtosis	-0,258			-0,861			-0,806		
Minimum	0,000			5,962			92,245		
Maximum	0,175			7,592			93,983		
Spannweite	0,175			1,630			1,738		
Median	0,111			6,343			93,599		

Aufgrund der stark schwankenden Gesamtsedimentmengen konnten Korngrößenanalysen nur für einen kleinen Teil des Gesamtdatensatzes durchgeführt werden. Die Ergebnisse zeigen eine große Variabilität in den Daten, diese wird anhand der Variationskoeffizienten und der relativen Variationskoeffizienten in Tabelle 5.3 für die

analysierten Parameter in den einzelnen Beprobungshöhen deutlich. Die Spannweite beträgt unabhängig vom betrachteten Parameter und der Transporthöhe ein Vielfaches der Standardabweichung.

Der Gehalt an pflanzenverfügbarem Phosphat in den Sedimentproben weist für den bodennahen Transport (2,3 cm ü GOF) im Windkanal den höchsten Zusammenhang ($\alpha = 0,05$) mit dem Grobschluffgehalt der Proben auf. Der Gesamtkohlenstoffgehalt korreliert am stärksten mit der Grobsandfraktion ($\alpha = 0,05$) des verfrachteten Sedimentes.

Abbildung 5.1 veranschaulicht die relative Stoffan- bzw. -abreicherung des Probenmaterials im Vergleich zum Stoffgehalt der erodierenden Oberfläche. Eine deutliche Anreicherung (+ 25 bis 60 %) ist nur in der untersten Betrachtungsebene für den Gesamtkohlenstoffgehalt und den Gehalt an pflanzenverfügbarem Phosphat sowie dem Anteil der Schlufffraktion an der Korngrößenzusammensetzung zu erkennen. Der Sandgehalt im transportierten Material nimmt hingegen leicht ab. Der Gesamtkohlenstoffgehalt nimmt in Relation zum Ausgangsmaterial um bis zu 40 % in 16,7 cm ü GOF ab. Für den Transport in 9,5 cm ü GOF ist für den P-Gehalt eine geringere Anreicherung als im bodennahen Transportfeld zu erkennen, dies gilt ebenso für die Betrachtungsebene nahe der Grenzschichtobergrenze in 16,7 cm ü GOF.

Variante 3 (7,5 ms⁻¹; 15 min)

Die Verlängerung der Bewindungsdauer bei gleichbleibender Strömungsgeschwindigkeit führt zu einem leicht erhöhten Sedimentaustrag (+ 35 % bis 40 %) in den betrachteten Transporthöhen. Die Spannweite der Gehalte an Gesamtkohlenstoff und pflanzenverfügbarem Kalium nimmt für die betrachteten Transporthöhen leicht ab. In Bezug auf den Gehalt an pflanzenverfügbarem Phosphat ist hingegen eine deutliche Zunahme zu verzeichnen. Tabelle 5.4 gibt eine Übersicht zu den Ergebnissen aus Variante 3.

Tabelle 5.4 Deskriptive Statistik der Windkanalversuche, Variante 3

Parameter	Höhe ü GOF [cm]								
	2,3	9,5	16,7	2,3	9,5	16,7	2,3	9,5	16,7
	C [Gew %]			P ₂ O ₅ [mg kg ⁻¹]			K ₂ O [mg 100g ⁻¹]		
n	30	30	30	30	28	25	30	27	26
Mittelwert	4,395	2,592	2,087	220,549	185,057	150,290	9,559	7,309	8,196
Std. Fehler	0,076	0,073	0,070	18,723	24,344	1,730	0,280	0,271	0,209
Varianz	0,175	0,159	0,149	10516,9	16593,3	74,835	2,347	1,990	1,136
Std. Abweichg.	0,418	0,398	0,386	102,552	128,815	8,651	1,532	1,411	1,066
Var. Koeffizient	0,095	0,154	0,185	0,465	0,696	0,057	0,160	0,193	0,130
Rel. Var. Koeff.	1,738	2,817	3,382	8,489	13,157	1,151	2,926	3,714	2,551
Schiefte	0,111	0,448	0,521	4,463	5,135	0,071	-0,453	0,066	0,137
Kurtosis	-0,810	-0,412	-0,380	20,360	24,022	-0,235	0,265	0,056	1,830
Minimum	3,658	1,874	1,444	140,076	132,732	136,776	5,950	4,200	5,240
Maximum	5,136	3,509	2,961	730,296	836,460	169,668	12,400	10,650	10,170
Spannweite	1,478	1,635	1,517	590,220	703,728	32,892	6,450	6,450	4,930
Median	4,396	2,461	2,030	211,140	159,981	149,400	9,600	7,312	7,920

	Ton [Vol %]			Schluff [Vol %]			Sand [Vol %]		
n	16	no data	no data	16	no data	no data	16	no data	no data
Mittelwert	0,142			8,148			91,709		
Std. Fehler	0,013			0,249			0,251		
Varianz	0,003			0,990			1,033		
Std. Abweichg.	0,052			0,995			1,016		
Var. Koeffizient	0,368			0,122			0,011		
Rel. Var. Koeff.	9,206			3,053			0,277		
Schiefte	-1,277			0,042			-0,090		
Kurtosis	1,936			-0,886			-0,857		
Minimum	0			6,696			90,014		
Maximum	0,213			9,774			93,198		
Spannweite	0,213			3,078			3,184		
Median	0,159			8,306			91,589		

Für die Hälfte der Grundgesamtheit (16/ 30) konnte eine Korngrößenanalyse des in 2,3 cm ü GOF transportierten Materials durchgeführt werden, die Sedimentmengen der weiteren Betrachtungsebenen ließen eine Bestimmung nicht zu. Die einfache lineare Regression zwischen dem Gehalt an pflanzenverfügbarem Phosphat und der Grobschlufffraktion erzielt die besten Ergebnisse ($\alpha = 0,05$) mit einem Spearman-Rangkorrelationskoeffizienten von 0,8. Der Gesamtkohlenstoffgehalt und der Grobsandgehalt weisen ebenfalls einen sehr hohen Zusammenhang ($\alpha = 0,05$) auf.

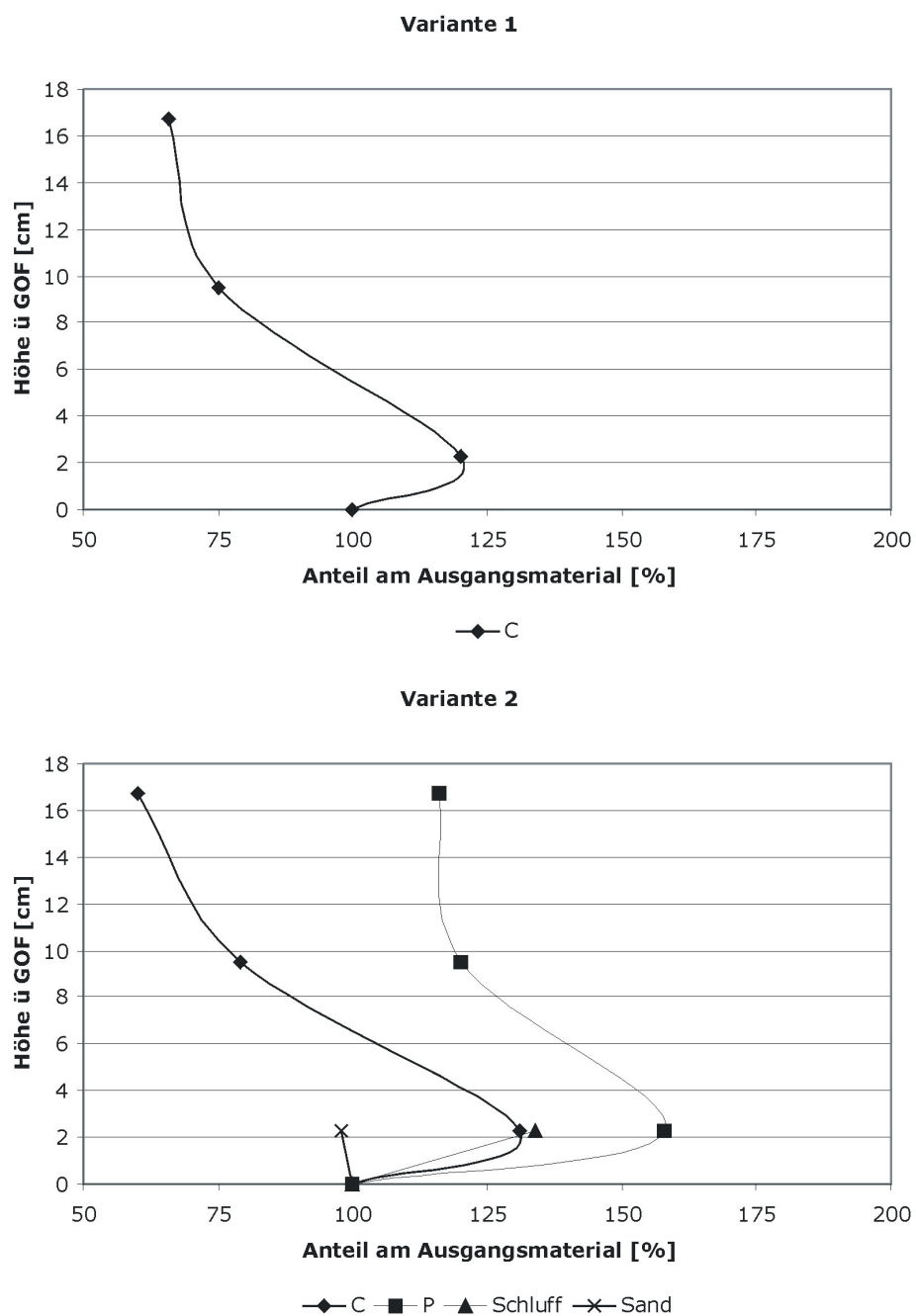
Die einfache lineare Regression

$$P = -53,598 + 38,644 \cdot gU \quad (5.1)$$

P pflanzenverfügbares Phosphat [$mg\ kg^{-1}$]
 gU Grobschluff [Vol %]

zwischen Phosphatgehalt und Grobschlufffraktion erzielt mit $R^2 = 0,629$ ($n = 16$) das höchste Bestimmtheitsmaß im Vergleich der Korrelationen zwischen Phosphatgehalt und Korngrößenfraktion.

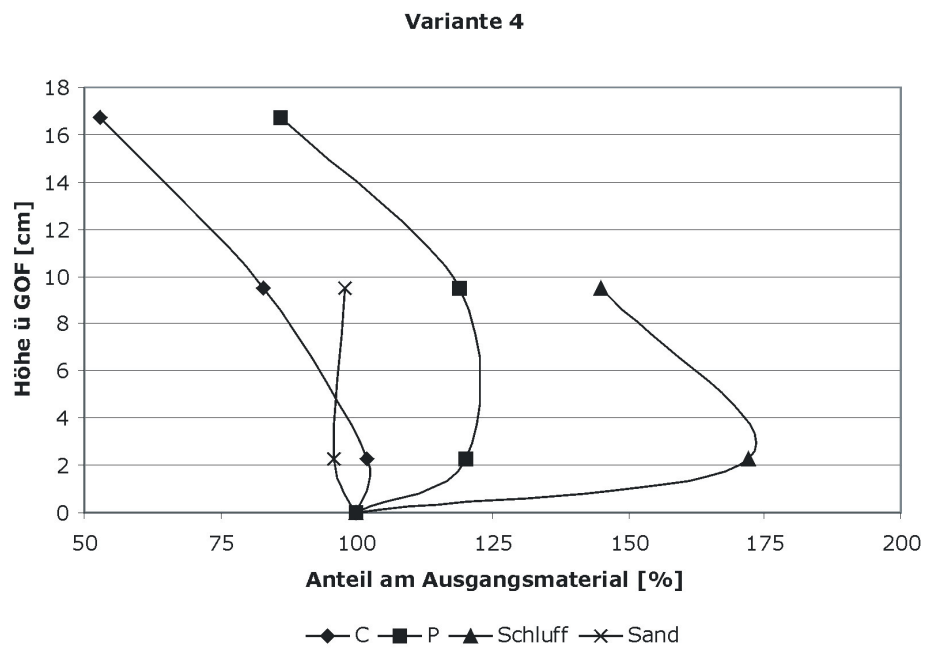
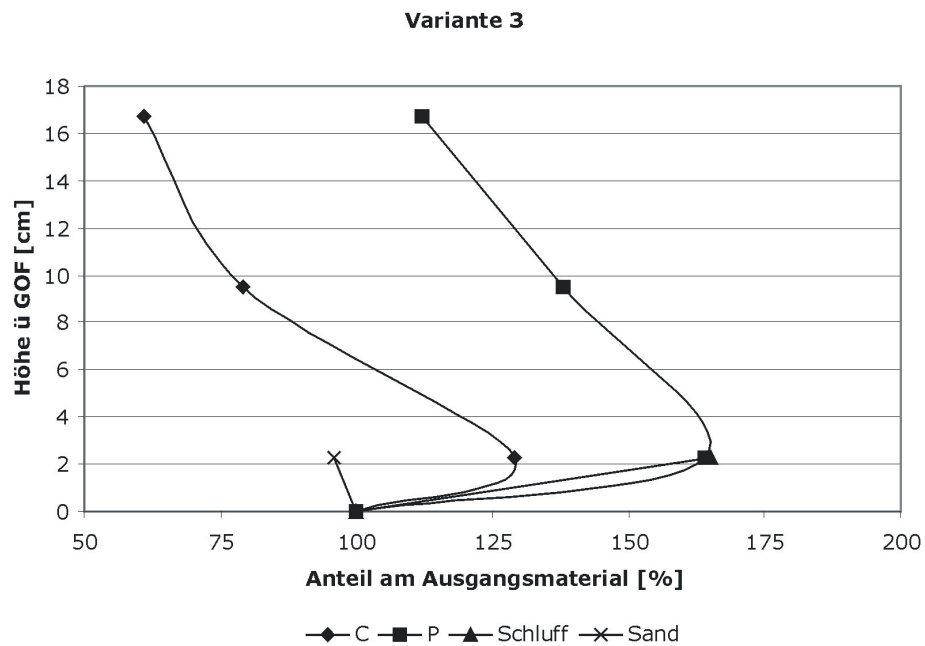
Der Vergleich der relativen Transportprofile der Varianten 1 bis 3 (Abbildung 5.1) zeigt in guter Näherung eine einheitliche Tendenz in Bezug auf den Gesamtkohlenstofftransport und den Transport an pflanzenverfügbarem Phosphat (Varianten 2 und 3). Die große visuelle Ähnlichkeit der relativen Transportprofile konnte aufgrund der geringen Grundgesamtheiten der betrachteten Varianten und der nicht durchgängig zu gewährleistenden Normalverteilung nicht mittels varianzanalytischer Verfahren quantifiziert werden. Der Anteil der Sandfraktion an der Korngrößenverteilung in 2,3 cm ü GOF nimmt in den Varianten 2 und 3 um 4 % auf 96 % gegenüber dem Anteil im Ausgangsmaterial ab. Aufgrund zu geringer Materialmengen in den anschließenden Betrachtungsebenen konnten keine weiteren Korngrößenanalysen durchgeführt werden. Trotz der Einschränkungen aufgrund des geringen Probenumfanges kann bezüglich des beobachtbaren Sandfraktionstransportes von einer stark ähnlichen Tendenz gesprochen werden.



Umfang der Grundgesamtheit (n)

	C	P	Sand	Schluff
Variante 1 (7,5 ms ⁻¹ ; 5 min)	14	no data	no data	no data
Variante 2 (7,5 ms ⁻¹ ; 10 min)	30	27	9	9

Abbildung 5.1 Relative Transportprofile ausgesuchter Stoffe im Windkanalexperiment – Varianten 1 und 2



Umfang der Grundgesamtheit (n)

	C	P	Sand	Schluff
Variante 3 (7,5 ms ⁻¹ ; 15 min)	30	25	16	16
Variante 4 (10 ms ⁻¹ ; 10 min)	30	29	25	25

Abbildung 5.2 Relative Transportprofile ausgesuchter Stoffe im Windkanalexperiment – Varianten 3 und 4

Variante 4 (10 ms⁻¹; 10 min)

Um den Einfluss unterschiedlicher Bewindungsstärken auf den saltativen Transport im Windkanal zu untersuchen, wurde die Windgeschwindigkeit in Variante 4 der experimentellen Untersuchungen von 7,5 ms⁻¹ auf 10 ms⁻¹ erhöht. Dies entspricht einer Windgeschwindigkeit in Standardmesshöhe von 10 ms⁻¹ für die Varianten 2 und 3 sowie 13,3 ms⁻¹ für die Variante 4. Die Bewindungsdauer wurde gegenüber Variante 3 um 5 min auf 10 min reduziert, und entspricht damit der Bewindungsdauer aus Variante 2.

Die Erhöhung der Windgeschwindigkeit hat einen um das 4,5 bis 9,5 fach erhöhten Sedimenttransport gegenüber Variante 2 zur Folge. Die Spannweiten der Stoffgehalte in den einzelnen Betrachtungshöhen betragen ein Vielfaches der Standardabweichung und nehmen für die Parameter pflanzenverfügbares Phosphat und Kalium mit zunehmender Entfernung zur erodierenden Oberfläche ab. Eine entsprechende Tendenz ist in Bezug auf den Gesamtkohlenstoffgehalt nicht zu verzeichnen; hier sind die Spannweiten der Werteausprägungen als höhenunabhängig zu bezeichnen. Im Vergleich zu Variante 3 sind die Spannweiten für Gesamtkohlenstoff und pflanzenverfügbares Kalium größer, für den Parameter pflanzenverfügbares Phosphat hingegen deutlich kleiner. Eine Übersicht beschreibender statistischer Parameter gibt Tabelle 5.5.

Vergleicht man die relativen Transportprofile für Gesamtkohlenstoff und pflanzenverfügbares Phosphat (siehe Abbildung 5.1), sind näherungsweise Ähnlichkeiten der relativen Stoffkonzentration in den Transporthöhen 9,5 cm ü GOF und 16,7 cm ü GOF für den Parameter Gesamtkohlenstoff im Vergleich zu den Varianten 1 bis 3 zu erkennen. Dies gilt auch für den relativen Gehalt an pflanzenverfügbarem Phosphat im Vergleich zum Ausgangsmaterial in Transporthöhe 9,5 cm ü GOF in Bezug auf die Varianten 2 und 3.

Tabelle 5.5 Deskriptive Statistik der Windkanalversuche, Variante 4

Parameter	Höhe ü GOF [cm]								
	2,3	9,5	16,7	2,3	9,5	16,7	2,3	9,5	16,7
	C [Gew %]			P ₂ O ₅ [mg kg ⁻¹]			K ₂ O [mg 100g ⁻¹]		
n	30	30	30	30	30	29	30	29	29
Mittelwert	3,473	2,813	1,815	161,217	160,033	115,682	8,527	7,953	5,844
Std. Fehler	0,136	0,110	0,128	10,185	6,339	4,633	0,416	0,348	0,331
Varianz	0,555	0,366	0,494	3112,04	1205,40	622,440	5,191	3,519	3,187
Std. Abweichg.	0,745	0,605	0,703	55,786	34,719	24,949	2,278	1,876	1,785
Var. Koeffizient	0,214	0,215	0,387	0,346	0,217	0,216	0,267	0,236	0,305
Rel. Var. Koeff.	3,916	3,928	7,071	6,317	3,961	4,005	4,878	4,380	5,673
Schiefte	-0,048	-0,124	-0,466	4,494	0,714	-0,163	-1,427	-0,122	0,470
Kurtosis	-0,632	-0,604	1,509	20,459	0,709	-1,144	3,671	-0,538	-0,301
Minimum	2,050	1,678	0,000	115,938	97,794	74,628	0,500	4,400	3,050
Maximum	4,837	3,975	3,284	438,804	257,742	153,468	12,050	11,650	10,200
Spannweite	2,787	2,297	3,284	322,866	159,948	78,840	11,550	7,250	7,150
Median	3,408	2,909	1,766	149,202	153,171	121,446	8,775	8,400	5,500

	Ton [Vol %]			Schluff [Vol %]			Sand [Vol %]		
	30	25	no data	30	25	no data	30	25	no data
n	30	25	no data	30	25	no data	30	25	no data
Mittelwert	0,274	0,049		8,513	7,172		91,213	92,779	
Std. Fehler	0,026	0,024		0,254	0,441		0,276	0,462	
Varianz	0,020	0,014		1,936	4,865		2,294	5,335	
Std. Abweichg.	0,143	0,120		1,391	2,205		1,515	2,310	
Var. Koeffizient	0,522	2,438		0,163	0,307		0,017	0,025	
Rel. Var. Koeff.	9,529	48,756		2,984	6,151		0,303	0,498	
Schiefte	0,347	2,529		0,038	1,668		-0,084	-1,741	
Kurtosis	-0,879	4,895		-1,132	3,029		-1,167	3,219	
Minimum	0,000	0,000		6,296	4,332		88,706	85,302	
Maximum	0,504	0,442		10,806	14,256		93,511	95,667	
Spannweite	0,504	0,442		4,510	9,924		4,805	10,365	
Median	0,238	0,000		8,519	6,706		91,276	93,294	

5.1.2 Beschreibung der Stofftransporte im Freiland

Die Ergebnisse der Freilandversuche beschränken sich, wie bereits in Kapitel 3.1.2 erläutert, auf das Untersuchungsjahr 2007. Die Feldkampagne 2007 umfasst drei Versuchszyklen von jeweils 8 bzw. 6 Tagen (vgl. Tabelle 3.2). Die Lage der Versuchsteilfläche innerhalb des Schlages Hauskoppel sowie die Standorte der MWAC-Sampler sind Abbildung 5.3 zu entnehmen.

Im Freiland kommt es zur Ausbildung eines logarithmischen Windprofils über rauen Oberflächen, Grenzschichtbedingungen können hier mit einer mittleren vertikalen Erstreckung von 1000 m ü GOF vorausgesetzt werden, wobei die tatsächliche Grenzschichthöhe turbulenzabhängig ist und im allgemeinen zwischen 500 und 2000 m variiert (ETLING 2002). Den in Kapitel 3.2.3 für die Grenzschicht definierten aerodynamischen Gesetzmäßigkeiten folgend, ist ein Transportprofil zu erwarten, das der Form nach dem logarithmischen Windprofil ähnelt.

Aufgrund wechselnder erosiver Witterungsbedingungen wurden stark schwankende Materialmengen in den einzelnen Sedimentfallen und Samplerhöhen im Vergleich der Versuchsreihen aufgefangen. Im Rahmen der ersten Feldversuchsreihe (FeldV₁) wurde über das gesamte abgedeckte Höhenprofil (3 - 90 cm ü GOF) ausreichend analysierbares Material erfasst. Der zweite Zyklus (FeldV₂) führte lediglich in der niedrigsten Auffanghöhe zu ausreichenden Sedimentmengen für eine Analyse. Da vor diesem Hintergrund Aussagen über Transportprofile nicht möglich sind, wird der zweite Versuchszyklus bei der Ergebnisdarstellung und Auswertung vernachlässigt. Die geringen Mengen und der ausschließlich bodennahe Transport erklären sich in erster Linie durch Gülleapplikation auf dem nicht durch den Versuch beanspruchten Teil des Schlages Hauskoppel in Verbindung mit den herrschenden Witterungsbedingungen. Im Rahmen der abschließenden dritten Versuchsreihe (FeldV₃) blieben die Auffangmengen in den Sedimentfallen unter denen des ersten Versuchszyklus zurück; in 3 cm, 10 cm und 25 cm ü GOF wurden ausreichende Materialmengen durch das Fallensystem aufgefangen.

Tabelle 5.6 zeigt die Ergebnisse der Feldversuche in zusammengefasster Form. Eine signifikante Abweichung der Daten von der Normalverteilung ($\alpha = 0,01$) konnte nicht nachgewiesen werden. Es fällt auf, dass die Spannweite der analysierten Substanzgehalte im Segment 3 - 25 cm um den Faktor 3 und im Profil 3 - 90 cm um den Faktor 4 zunimmt (vgl. Abbildung 5.4). Ein Erklärungsansatz für dieses Phänomen ist die wachsende Variabilität der Windgeschwindigkeit mit zunehmendem Abstand von der Bodenoberfläche. Insbesondere die Ausbildung kleinräumiger Wirbel führt zu einer ausgeprägten Heterogenität der Windgeschwindigkeit im horizontalen Betrachtungsraum.

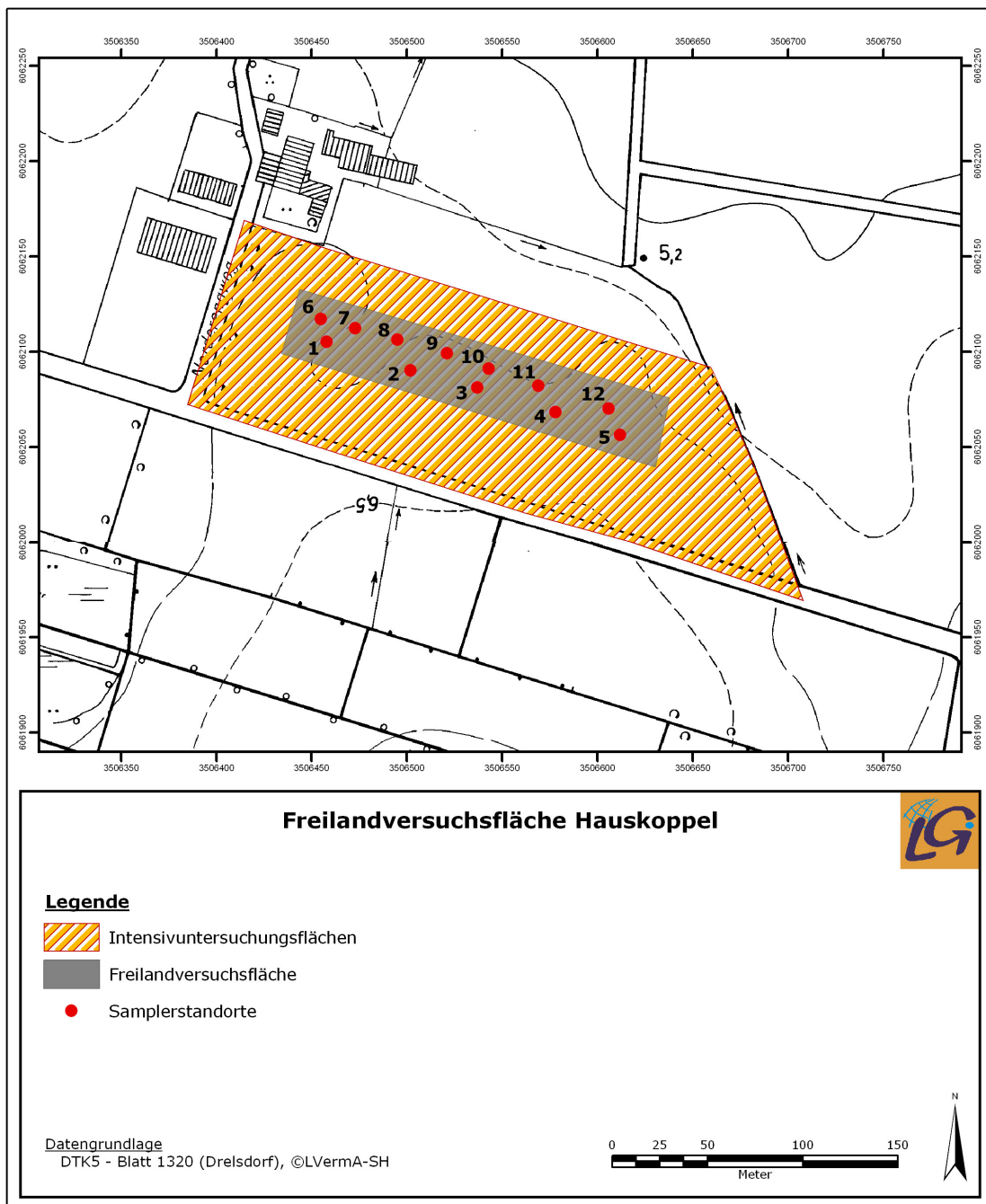


Abbildung 5.3 Intensivuntersuchungsfläche Hauskoppel mit Freilandversuchsfläche und Samplerstandorten

Aus den im Rahmen dieser Arbeit durchgeführten Freilandversuchen lassen sich keine einheitlichen, mittleren versuchszyklenübergreifenden Transportprofile an den Samplerstandorten ableiten.

Tabelle 5.6 Deskriptive Statistik der Feldversuchergebnisse

Parameter	FeldV ₁					FeldV ₃				
	Höhe ü GOF [cm]									
	3	10	25	40	90	3	10	25	40	90
	C [%]									
n	12	12	12	12	10	12	12	10	0	0
Mittelwert	4,238	6,046	8,650	9,922	11,855	2,038	3,027	4,048		
Std. Fehler	0,386	0,474	0,902	1,479	2,472	0,229	0,373	0,618		
Varianz	1,786	2,695	9,764	26,237	61,114	0,628	1,666	3,824		
Std. Abweichg.	1,336	1,642	3,125	5,122	7,817	0,793	1,291	1,956		
Var. Koeffizient	0,315	0,271	0,361	0,516	0,659	0,389	0,426	0,483		
Rel. Var. Koeff.	9,103	7,838	10,427	14,903	20,852	11,226	12,310	15,276		
Schiefte	0,804	-0,107	-0,008	-0,307	-0,466	0,446	-0,015	-0,963		
Kurtosis	0,171	-1,018	0,185	-1,271	-1,520	-0,905	-0,886	0,336		
Minimum	2,645	3,285	3,085	2,908	1,799	1,157	1,044	0,479		
Maximum	7,085	7,851	14,650	16,565	18,961	3,375	5,061	6,754		
Spannweite	4,440	4,566	11,565	13,657	17,162	2,218	4,017	6,275		
Median	3,952	6,256	9,073	12,033	17,040	1,904	3,185	4,577		

N [%]										
n	12	12	12	12	10	12	12	10	0	0
Mittelwert	0,286	0,432	0,657	0,786	0,989	0,136	0,228	0,319		
Std. Fehler	0,025	0,035	0,068	0,117	0,213	0,015	0,033	0,068		
Varianz	0,008	0,015	0,055	0,165	0,452	0,003	0,013	0,047		
Std. Abweichg.	0,088	0,123	0,235	0,406	0,672	0,053	0,114	0,217		
Var. Koeffizient	0,309	0,285	0,358	0,516	0,680	0,390	0,497	0,679		
Rel. Var. Koeff.	8,937	8,217	10,331	14,910	21,508	11,272	14,359	21,477		
Schiefte	0,915	-0,508	-0,040	-0,379	-0,426	0,566	-0,182	0,661		
Kurtosis	0,517	-0,863	0,082	-1,258	-1,499	-0,631	-0,776	1,604		
Minimum	0,176	0,212	0,241	0,218	0,135	0,078	0,034	0,003		
Maximum	0,482	0,556	1,102	1,284	1,674	0,238	0,401	0,791		
Spannweite	0,306	0,344	0,861	1,066	1,539	0,160	0,367	0,788		
Median	0,268	0,455	0,691	0,959	1,405	0,128	0,249	0,326		

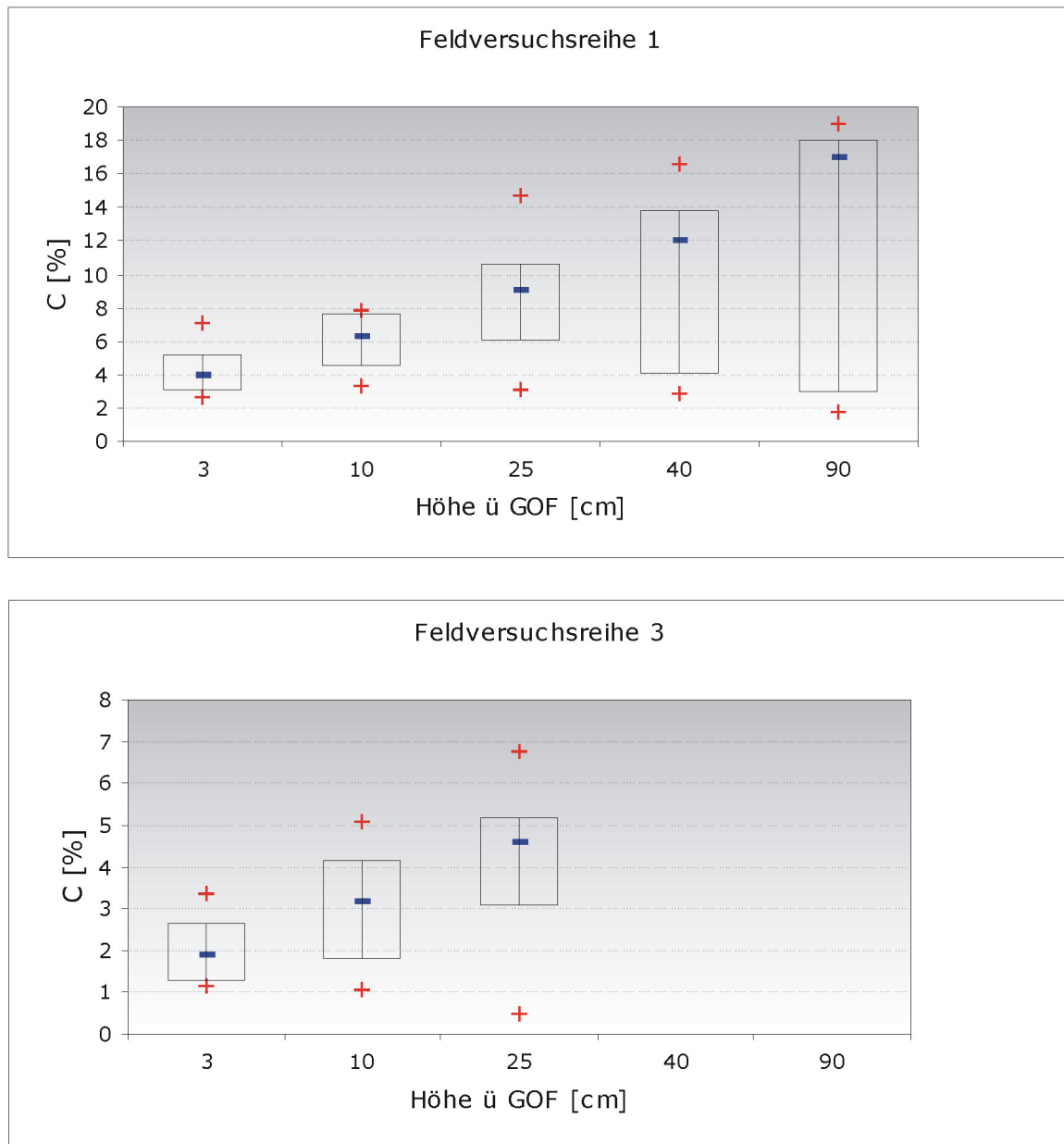


Abbildung 5.4 Box and Whisker-Plot der Ergebnisse der Feldversuche für den höhendifferenzierten Gesamtkohlenstofftransport

Erwartungsgemäß korrespondieren die Ergebnisse der Kohlenstoff- und Stickstoffgehalte höhen- und standortbezogen.

Benachbarte Objekte, Messwerte etc. weisen häufig ähnlichere Werte auf als solche mit größerer Entfernung zueinander. Dies deutet darauf hin, dass eine stochastische Abhängigkeit zwischen den Werteausprägungen zweier Orte besteht, d.h. die betrach-

teten statistischen Ereignisse sind nicht unabhängig voneinander. Die Abhängigkeit der Wertausprägung benachbarter Orte kann durch deren räumliche Autokorrelation quantifiziert werden.

Da Winderosion häufig gerichtet auftritt, ist zu überprüfen, ob das Datenmaterial eine räumliche Autokorrelation aufweist. Eine übergeordnete ereignisbezogene Haupterosionsrichtung würde sich in den Ergebnissen durchzeichnen. Eine räumliche Autokorrelation der relativen Stoffgehalte in den betrachteten Transporthöhen ist mit dem Moran (I) - Index jedoch nicht nachweisbar (vgl. Tabelle 5.7).

Tabelle 5.7 Moran (I) - Index als Maß der räumlichen Autokorrelation der Stoffgehalte in den betrachteten Transporthöhen der Feldversuche

Höhe ü GOF [cm]	FeldV₁		FeldV₃	
	I_c	I_N	I_c	I_N
3	0,07	0,07	-0,14	-0,14
10	-0,06	-0,06	-0,16	-0,16
25	-0,10	-0,10	-0,12	-0,12
40	-0,04	-0,04		
90	-0,18	-0,18		

Die transportierten Stoffmengen müssen als zufällig verteilt angesehen werden, es ist keine räumliche Korrelation der Werte vorhanden. Ein standortbezogener Zusammenhang der Transportprofile im Vergleich der durchgeführten Feldversuche ist ebenfalls nicht feststellbar.

5.1.3 Quantifizierung des Sediment- und Stofftransportes

Der Gesamtsedimenttransport im Windkanal wird mit Hilfe der am Messstreckenende höhendifferenziert aufgefangenen Sedimentmengen berechnet. Die in den MWAC-Samplern über einen Querschnitt von 0,5026 cm² aufgefangenen Sedimentmengen wurden auf einen Fließquerschnitt von 1 cm² für die weitere Berechnung umgerechnet. Die aufgefangenen Sedimentmengen schwanken stark, sowohl in Bezug auf die durchgeführten Varianten als auch in Bezug auf die Auffanghöhe. Die Spannweite der Sedimenteinträge nimmt mit zunehmender Transporthöhe um den Faktor 10 bis 25 ab. Tabelle 5.8 gibt eine Übersicht über die Ergebnisse. Aufgrund der in Variante 1 aufgefangenen geringen Sedimentmengen wird auf deren Darstellung in diesem Rahmen verzichtet.

Tabelle 5.8 Deskriptive Statistik der Sedimenttransporte im Experiment

Parameter	Variante 2			Variante 3			Variante 4		
	Höhe ü GOF [cm]			Höhe ü GOF [cm]			Höhe ü GOF [cm]		
	2,3	9,5	16,7	2,3	9,5	16,7	2,3	9,5	16,7
	[g cm ⁻²]			[g cm ⁻²]			[g cm ⁻²]		
n	30	30	30	30	30	30	30	30	30
Mittelwert	4,9718	1,2430	0,5865	6,7344	1,7334	0,7724	38,7295	11,6801	2,5785
Std. Fehler	0,8662	0,0920	0,0333	1,0862	0,1472	0,0543	2,0399	0,7120	0,1539
Varianz	22,5115	0,2540	0,0332	35,3973	0,6499	0,0883	124,839	15,2104	0,7107
Std. Abweichg.	4,7446	0,5040	0,1823	5,9496	0,8061	0,2972	11,1731	3,9000	0,8430
Var. Koeffizient	0,9543	0,4054	0,3109	0,8834	0,4650	0,3848	0,2885	0,3339	0,3269
Rel. Var. Koeff.	17,4232	7,4024	5,6764	16,1297	8,4907	7,0249	5,2671	6,0962	5,9692
Schiefe	1,7220	0,9698	2,0383	1,8917	1,0059	1,1363	-0,0002	-0,5295	-0,5423
Kurtosis	2,0914	0,7096	4,1089	3,8296	0,9533	0,4003	-0,7625	-0,8333	1,9388
Minimum	1,1226	0,5629	0,3935	0,8558	0,6005	0,4646	18,8354	3,2135	0,0511
Maximum	18,9257	2,6901	1,2196	27,3929	3,9742	1,5000	59,7728	17,5390	4,4649
Spannweite	17,8031	2,1271	0,8261	26,5372	3,3737	1,0354	39,9374	14,3254	4,4138
Median	2,7153	1,1110	0,5244	5,4510	1,7474	0,7037	38,7900	13,3190	2,6198

Für die betrachteten Varianten ergeben sich mittlere transportierte Sedimentmengen in den berücksichtigten Transporthöhen. Der durchschnittliche Transport wird durch Integration der gemittelten Vertikalprofile der einzelnen Varianten quantifiziert. Transporthöhe und transportierte Sedimentmenge stehen in exponentiellem Zusammenhang, gemäß der Grundgleichung:

$$q(z) = a e^{bz} \quad (5.2)$$

mit

q Sedimenttransportrate [g cm⁻²]

z Höhe über Geländeoberfläche [cm]

a b Regressionsparameter [dimensionslos]

Abbildung 5.5 zeigt die mittleren, vertikalen Transportprofile der Varianten 2 bis 4 und deren angepasste Exponentialfunktionen. Ausnahmslos werden sehr hohe Bestimmtheitsmaße (> 0,98) erreicht.

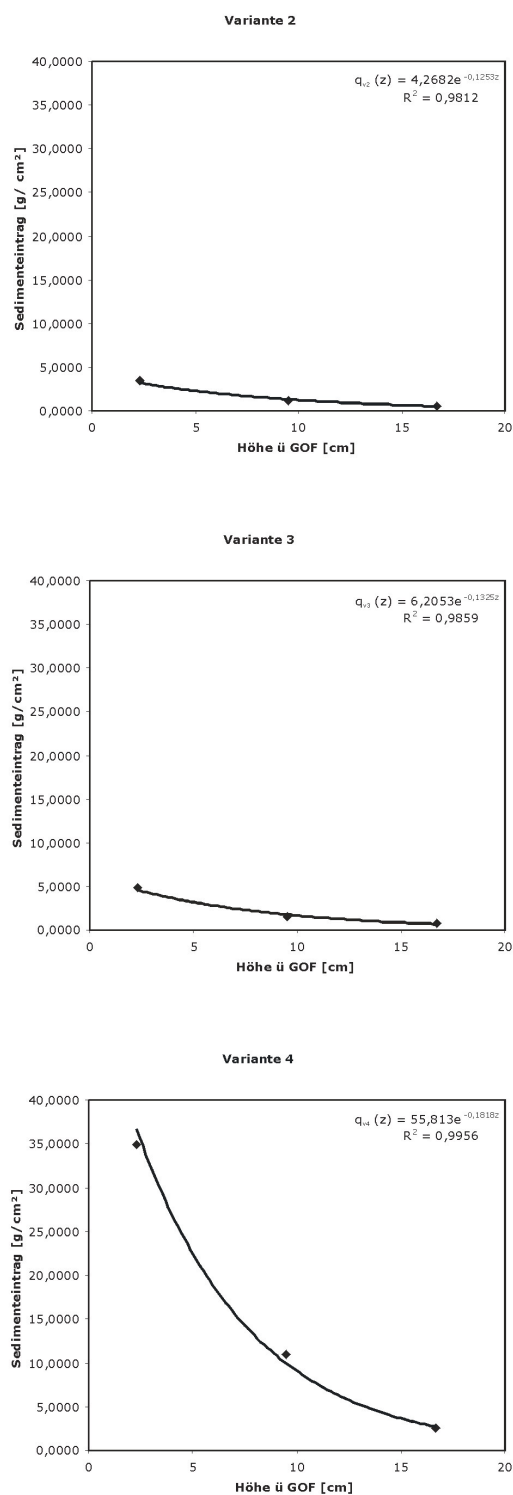


Abbildung 5.5 Mittlere, vertikale Sedimenttransportprofile im Windkanalexperiment (Varianten 2, 3 und 4)

Durch Integration der Transportprofile $q_{v2-v4}(z)$ wird der Gesamtsedimenttransport $Q_{v2-v4}(z)$ zwischen der mittleren Rauigkeitslänge z_0 (vgl. Kapitel 3.2.3) und 100 cm ü GOF bezogen auf eine Breite von 100 cm quantifiziert.

Die standardisierten Gesamttransportraten werden in Abbildung 5.6 dargestellt. Es wird deutlich, dass die im Rahmen der Variante 3 aufgefangenen höheren absoluten Sedimentmengen allein aufgrund der längeren Bewindungszeit zustande kommen. Die standardisierte Abbildung zeigt auch, dass der Transport pro Zeiteinheit geringfügig um rund 10 % auf $5,20 \text{ g m}^{-1} \text{ s}^{-1}$ gegenüber Variante 2 mit $5,67 \text{ g m}^{-1} \text{ s}^{-1}$ abnimmt. Es kann jedoch nicht von einer signifikanten Abnahme gesprochen werden.

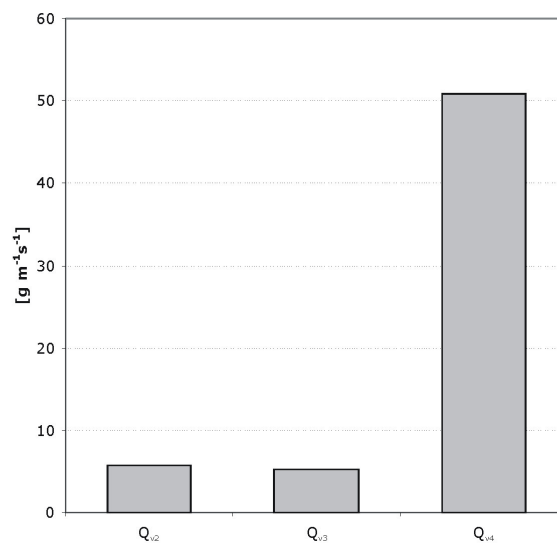


Abbildung 5.6 Integrierte, standardisierte Gesamtsedimenttransportraten ($z_0 - 100 \text{ cm ü GOF}$) der Versuchsvarianten 2 bis 4

Die Erhöhung der Windgeschwindigkeit im Rahmen der Variante 4 führt zu einer deutlichen Zunahme des Gesamtsedimenttransportes. Mit $50,89 \text{ g m}^{-1} \text{ s}^{-1}$ wird in dieser Variante nahezu die 10 fache Sedimentmenge im Vergleich zu den Varianten 2 und 3 transportiert.

5.2 Ableitung von Transportbeziehungen für ausgewählte Nährstoffe und organische Substanz

5.2.1 Ableitung empirisch-statistischer Gesamtstofftransportmodelle

Auf Grundlage der in Kapitel 5.1.3 für die einzelnen Versuchsvarianten der Windkanal-experimente abgeleiteten Gesamtsedimenttransportraten erfolgt eine Quantifizierung der mittleren Gesamtstofffrachten zur Ableitung von Transportmodellen für ausgewählte Nährstoffe und Gesamtkohlenstoff. Die Gesamtstofffracht wird durch Verknüpfung der Ergebnisse des höhendifferenzierten Transportes der Parameter Gesamtkohlenstoff, pflanzenverfügbares Phosphat sowie pflanzenverfügbares Kalium (vgl. Kapitel 5.1.1) und des Gesamtsedimenttransportes abgeleitet. Die abgeleiteten Exponentialfunktionen als Interpolationsergebnis der höhendifferenzierten Stofffrachten sind in Abbildung 5.7 dargestellt. Die Regressionsergebnisse zeigen überwiegend hohe Bestimmtheitsmaße ($> 0,95$). Auffallend sind die deutlich geringeren Bestimmtheitsmaße für das Gesamtkohlenstofftransportprofil der Variante 4 ($R^2 = 0,79$) und das Stofftransportprofil für pflanzenverfügbares Kalium der Variante 2 ($R^2 = 0,91$). Die Bewindungsgeschwindigkeit und die Bewindungsdauer unterscheiden sich grundlegend (vgl. Tabelle 3.3), weshalb ein Einfluss dieser Größen folglich nicht plausibel abgeleitet werden kann.

Durch Integration der abgebildeten Transportprofile für die betrachteten Parameter zwischen der variantenspezifischen mittleren Rauigkeitslänge z_0 und 100 cm ü GOF wird für eine Fließquerschnittsbreite von 100 cm der Gesamtstofftransport quantifiziert. Die Variante 1 findet aufgrund zu geringer aufgefangener Sedimentmengen keine weitere Berücksichtigung.

Analog zum Gesamtsedimenttransport nimmt die Transportrate der betrachteten Nährstoffe und des Gesamtkohlenstoffes um den Faktor 3 bis 9 zwischen Variante 2 und 4 zu (vgl. Tabelle 5.9). Die Ergebnisse der Varianten 2 und 3, bei denen die Bewindungsdauer bei gleichbleibender Strömungsgeschwindigkeit variiert wurde, unterscheiden sich hinsichtlich der Stofftransportraten bei standardisierter Betrachtung nur geringfügig ($\pm 7\%$). Die Unterschiede sind nicht als signifikant einzustufen.

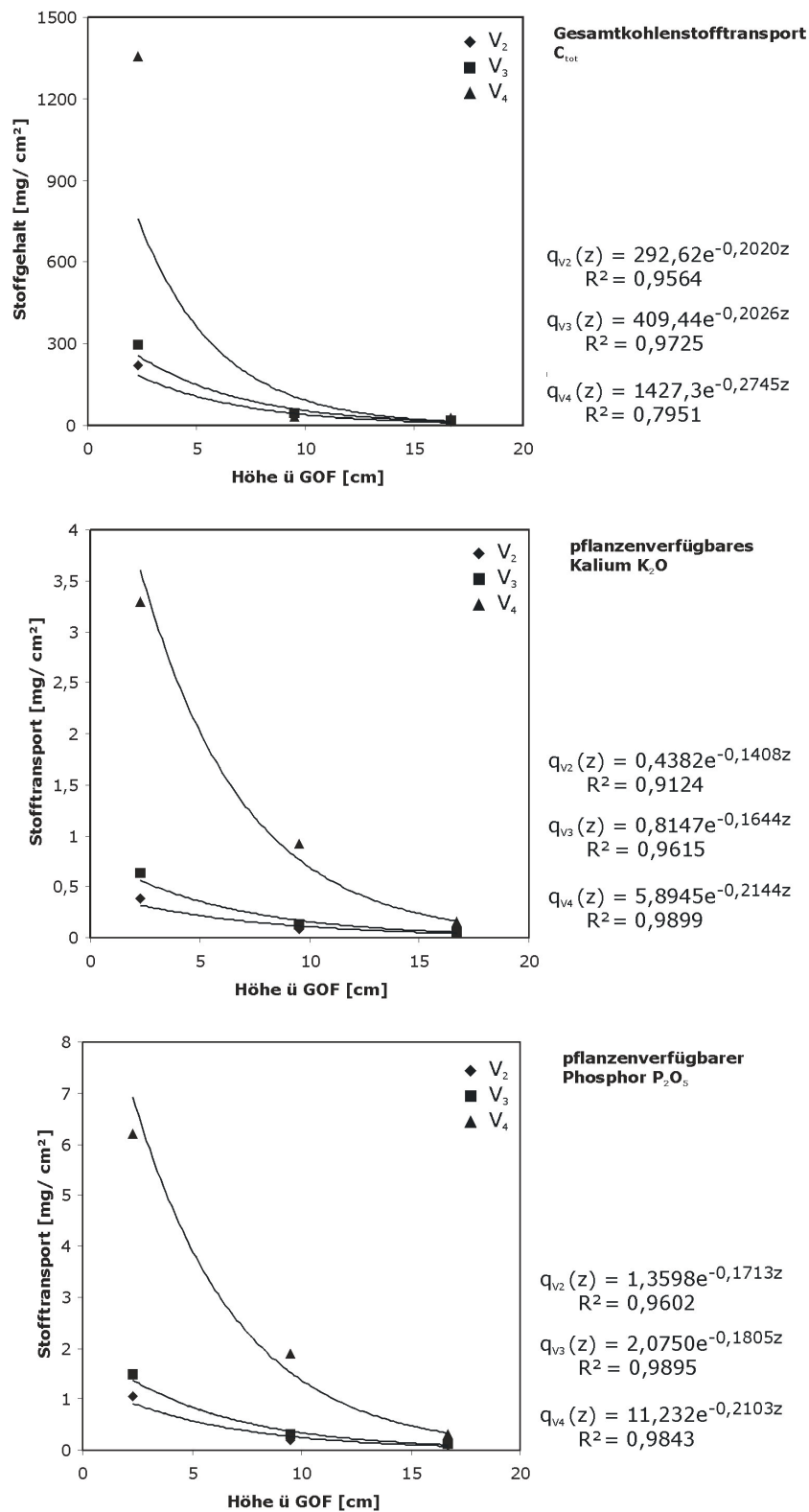


Abbildung 5.7 Mittlere vertikale Stofftransportprofile im Windkanalexperiment (Varianten 2, 3 und 4)

Tabelle 5.9 Standardisierte Gesamtstofftransportraten im Windkanal

		Variante 2	Variante 3	Variante 4
Gesamtsedimenttransport [$\text{g m}^{-1}\text{s}^{-1}$]		5,20	5,67	50,89
	C	240,95	224,09	859,50
Gesamtstofftransport [$\text{mg m}^{-1}\text{s}^{-1}$]	P₂O₅	1,32	1,27	8,84
	K₂O	0,52	0,55	4,55

5.2.2 Stoffspezifische Anreicherungsfaktoren

Winderosion ist ein selektiver Transportprozess. In Abhängigkeit von der Strömungsgeschwindigkeit werden unterschiedliche Bodenbestandteile erodiert, transportiert und akkumuliert. Darüber hinaus wird das erodierte Sediment nach Partikelgewicht differenziert in charakteristischen Transportmodi, in unterschiedlichen Höhen und über unterschiedliche Distanzen hinweg verfrachtet (vgl. Kapitel 2.1). Bedingt durch den beschriebenen Selektionsprozess, kommt es zu einer relativen Nährstoffanreicherung im transportierten und später akkumulierten Material im Vergleich zum Ausgangssubstrat. Um diesen Effekt für die Berechnung des Stoffaustrages beschreibbar zu machen, werden zur Quantifizierung des partikelgebundenen äolischen Stofftransportes stoffspezifische Anreicherungsfaktoren (enrichment ratio – ER) auf Grundlage der Versuchsergebnisse abgeleitet. Sie stellen das Verhältnis zwischen dem prozentualen Masseanteil des betrachteten Parameters der Gesamttransportrate und des Ausgangssubstrates dar.

$$ER = \frac{SA_{GTR}}{SA_{AS}} \quad (5.3)$$

$$\begin{array}{ll} SA_{GTR} & \text{Stoffanteil}_{\text{Gesamttransportrate}} \quad [\text{Gew}\%] \\ SA_{AS} & \text{Stoffanteil}_{\text{Ausgangssubstrat}} \quad [\text{Gew}\%] \end{array}$$

Zur Überprüfung der abgeleiteten Transportmodelle erfolgt eine zufallsbasierte Unterteilung der Grundgesamtheit ($n = 90$) in eine zur Modellentwicklung verwendete Stichprobe von 70 % der Grundgesamtheit und eine zweite Stichprobe (30 % der Grundgesamtheit) zur Überprüfung der Modelle. Um eine Kopplung der stoffspezifischen Anreicherungsfaktoren an das implementierte Winderosionsmodell zu

gewährleisten, wird entgegen den Ansätzen anderer Arbeitsgruppen (ZOBECK ET AL. 1989, LEYS & McTAINSH 1994, STERK ET AL. 1996, LARNEY ET AL. 1998, PIMENTEL & KOUNANG 1998, BIELDERS ET AL. 2002, VISSER & STERK 2007) nicht die absolute Stoffkonzentration des akkumulierten Materials mit dem des Ausgangssubstrates in Beziehung gesetzt, wie es auch in der Modellierung des Phosphataustrages durch Wassererosion üblich ist (FREDE & DABBERT 1999). Vielmehr wird ein Verhältnis zwischen dem Anteil des jeweiligen Stoffes an der Gesamttransportmasse durch den betrachteten Fließquerschnitt und dem Massenanteil des jeweiligen Stoffes im Ausgangssubstrat hergestellt. Der sich ergebende Anreicherungsfaktor kann direkt mit der Gesamtsedimenttransportrate als Ergebnis der Erosionsmodellierung verknüpft werden.

Tabelle 5.10 Stoffspezifische prozentuale Anreicherungsfaktoren für ausgewählte Nährstoffe und Gesamtkohlenstoff als Anteil an der Gesamttransportrate

Stoff		Variante 2	Variante 3	Variante 4
Gesamtkohlenstoff	C	0,98	0,98	0,98
pflanzenverfügbares Phosphat	P ₂ O ₅	1,12	1,12	1,12
pflanzenverfügbares Kalium	K ₂ O	8,48	8,48	8,48

Tabelle 5.10 zeigt die ermittelten stoffspezifischen Anreicherungsfaktoren für die Parameter Gesamtkohlenstoffgehalt sowie pflanzenverfügbares Phosphat und Kalium bezogen auf den Fließquerschnitt z₀ bis 100 cm ü GOF und 100 cm Breite. Der Gesamtkohlenstoffgehalt des transportierten Sedimentes zeigt gegenüber dem Ausgangsmaterial innerhalb des Versuchszeitraumes keine Anreicherung. Vergleicht man den prozentualen Anteil pflanzenverfügbaren Phosphats und Kaliums im transportierten Material und im Ausgangssubstrat, so ist hier eine Stoffanreicherung im Transportstrom zu erkennen. Diese beträgt 1,12 % für pflanzenverfügbares Phosphat und 8,48 % für das pflanzenverfügbare Kalium.

Die auf Grundlage der Versuchsdaten ermittelten Stofftransportmodelle werden mit Hilfe einer zufallsbasierten, aus der Grundgesamtheit entnommenen, repräsentativen Stichprobe, die nicht in die Modellentwicklung eingeflossen ist, überprüft. Die Streudiagramme in Abbildung 5.8 verdeutlichen die Vorhersagequalität der verwendeten Transportmodelle für die Parameter Gesamtkohlenstoffgehalt, pflanzenverfügbares Phosphat und Kalium.

Die auf dem gewählten Ansatz aufbauenden Stofftransportmodelle führen ausnahmslos zu sehr hohen Bestimmtheitsmaßen ($R^2 > 0,9$). Dabei ist eine Abnahme der Vorhersagequalität mit zunehmender Stofffracht zu beobachten. Eine ausführliche Diskussion der Zusammenhänge zwischen Vorhersagequalität und Stofffracht folgt in Kapitel 6.

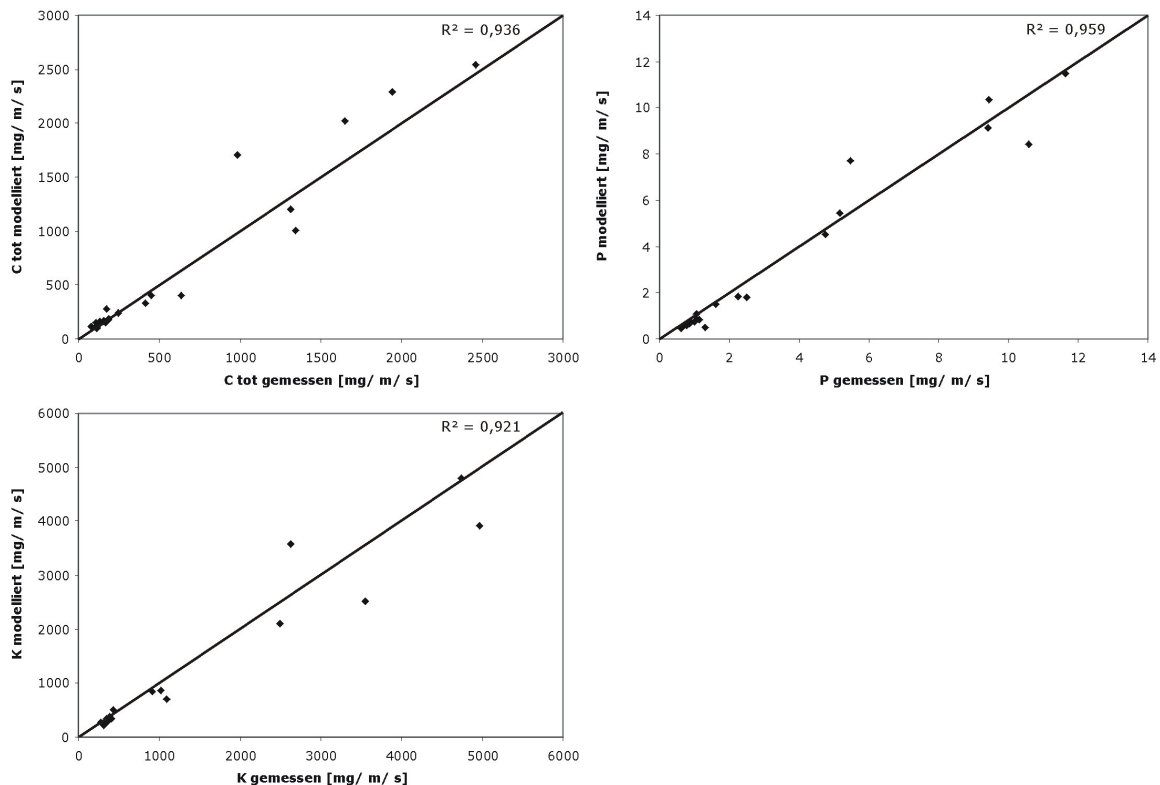


Abbildung 5.8 Streudiagramme zur Vorhersagequalität der abgeleiteten Transportmodelle (Validierteset $n = 27$)

5.3 Kalibrierung und Erweiterung des Modells TEAM

Die Modellierung des äolischen Sedimenttransportes im Windkanalexperiment und im Freiland wird im Rahmen der vorliegenden Arbeit mit dem prozessbasierten Standortmodell TEAM durchgeführt. Für eine detaillierte Beschreibung und Darstellung des Modells siehe Kapitel 3.3 und Abbildung 3.6.

Die ereignisbezogene Standortversion des Modells TEAM wird als GWbasic-Implementierung unter Vernachlässigung von Hinderniseffekten verwendet. Die Abbildung der spezifischen physikalischen Prozesse des äolischen Stofftransportes ist das Ziel der in TEAM integrierten mathematischen Teilmodelle. Die Modellierung des horizontalen Materialtransportes der erodierenden Oberfläche pro Zeiteinheit und Länge erfolgt auf Grundlage einer vergleichsweise geringen Anzahl von Eingangsparametern.

5.3.1 Modellkalibrierung

Eine Kalibrierung des Modells erfolgt auf Grundlage der im Windkanal ermittelten Sedimenttransportraten. Zu diesem Zweck wird aus der Grundgesamtheit zufallsbasiert eine repräsentative Stichprobe zur späteren Modellvalidierung extrahiert. Dabei wird darauf geachtet, dass Mittelwert und Varianz von Grundgesamtheit und Stichprobe übereinstimmen (± 1 Standardabweichung). Von dem vorhandenen Gesamtdatensatz werden im Folgenden 70 % zur Kalibrierung verwendet. Die zufallsbasierte Stichprobe, im Umfang von 30 % der Grundgesamtheit, wird abschließend zur Validierung des Kalibrierergebnisses herangezogen.

Eingangsparameter für die Modellierung sind, neben Parametern zur Charakterisierung der Korngrößenverteilung des Bodens, die Parameter Windgeschwindigkeit und relative Luftfeuchte sowie ein Faktor zur Berücksichtigung der Heterogenität der Strömungsgeschwindigkeit (Böigkeit). Da der Sedimenttransport im Windkanal modelliert wird, können Eingangsdaten zur Abbildung der vegetationsbedingten Oberflächenrauigkeit vernachlässigt werden. Aufgrund des geringen Tongehaltes des verwendeten Materials muss eine Bodenbedeckung durch größere Bodenaggregate ebenfalls nicht berücksichtigt werden.

Die Eingangsdaten können in versuchsspezifische, zeitlich variable Daten und über den Versuchszeitraum konstante Daten unterschieden werden. Die aus der Korngrößenverteilung des Ausgangsmaterials abgeleiteten Modelleingangsparameter können als über den Versuchszeitraum konstante Daten angenommen werden. Dies gilt ebenfalls für die Variablen zur Beschreibung der Oberflächenrauigkeit sowie den Böigkeitsfaktor zur Berücksichtigung der Heterogenität der Strömung. Windgeschwindigkeit und relative Luftfeuchte gehen als variable Daten in das Modell TEAM ein.

Im unkalibrierten Modus überschätzt das Modell die Sedimenttransportrate im Mittel um den Faktor 7, maximal sogar um den Faktor 20.

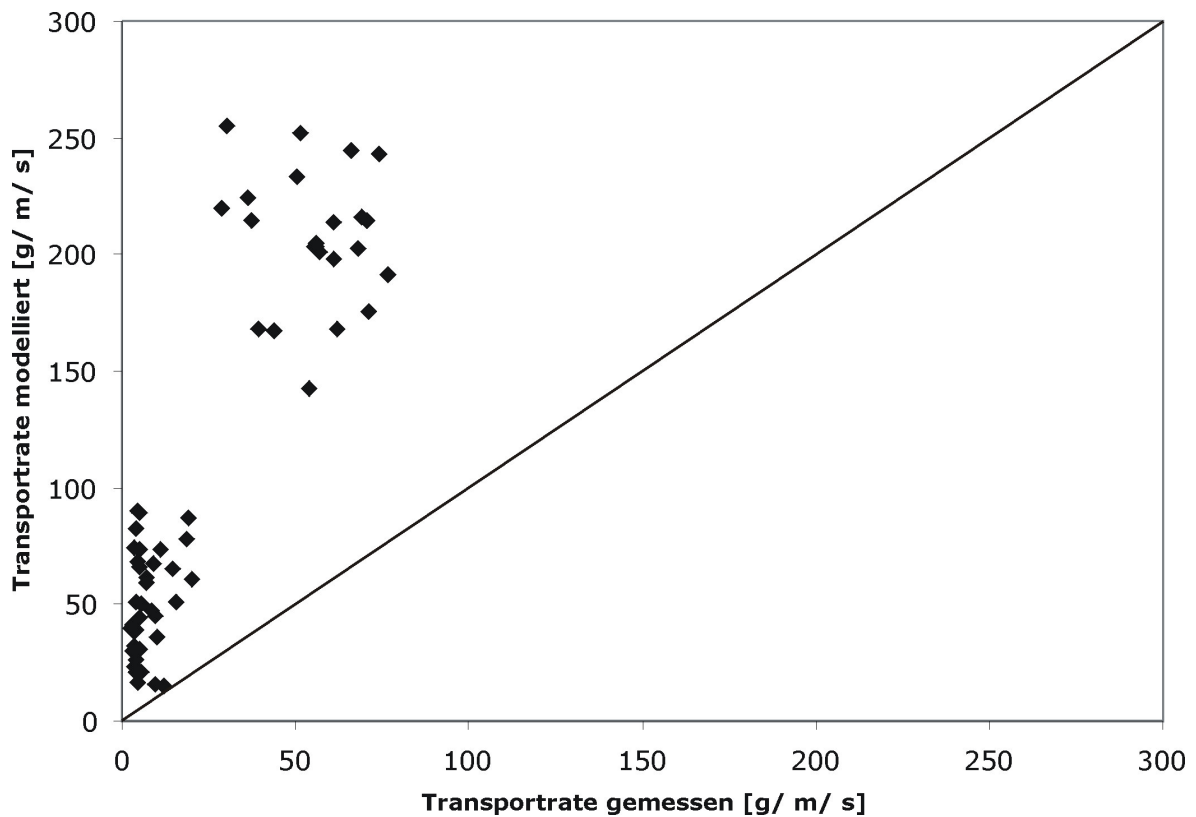


Abbildung 5.9 Gemessene und mit TEAM unkalibriert modellierte Sedimenttransportraten der Windkanalversuche ($n = 63$)

GREGORY & FEDLER (1986) zeigen bei Anwendungen für unterschiedliche Standorte in den USA, dass TEAM sensitiv auf den Tongehalt des Ausgangssubstrates reagiert und das Bestimmtheitsmaß der Ergebnisse mit sinkendem Tongehalt abnimmt. TEAM neigt insbesondere bei geringen Tongehalten des Ausgangsmaterials zur Überschätzung des Sedimenttransportes, so dass zusammengefasst werden muss:

„[...] when the clay content approaches 0, [...] TEAM becomes a maximum transport model.“ (GREGORY ET AL. 2004, S.214)

Unter Berücksichtigung des spezifischen Messfehlers bei der Bestimmung der Korngröße mittels kombinierter Sieb- und Sedimentationsanalyse nach Köhn (vgl. SCHLICHTING ET AL. 1995) wird der Tongehalt des Ausgangsmaterials auf 1 Gew % angepasst. Die physikalischen Eigenschaften des Ausgangsmaterials nehmen, aufgrund der Wechselwirkungen mit der Bodenfeuchte und den sich daraus ergebenden Auswirkungen auf die Erodibilität des Bodens entscheidenden Einfluss auf den äolischen Sedimenttransport.

Die Größe der Gesamtsedimenttransportrate wird darüber hinaus von der klimatischen Erosivität, d.h. der Strömungsgeschwindigkeit und deren zeitlicher Heterogenität, beeinflusst. Windgeschwindigkeiten werden im Allgemeinen als Mittelwerte des betrachteten Messintervalls dargestellt. Im Windkanalexperiment wird die Strömungsgeschwindigkeit als Minutenmittel über den Versuchszeitraum aufgezeichnet. Über den Böigkeitsfaktor (G_f) in TEAM wird die Heterogenität der Strömungsgeschwindigkeit innerhalb der Messintervalle berücksichtigt (DURST 1960, GREGORY ET AL. 2004). Dieser stellt eine wesentliche Innovation des Modells TEAM gegenüber anderen prozess-basierten Winderosionsmodellen dar. Bei Strömungsgeschwindigkeiten nahe der Schwellenwindgeschwindigkeit ist in erster Linie die kurzfristige Geschwindigkeitszunahme durch Turbulenz oder Böen für die Initiierung und Unterhaltung des Erosions- und Transportprozesses verantwortlich.

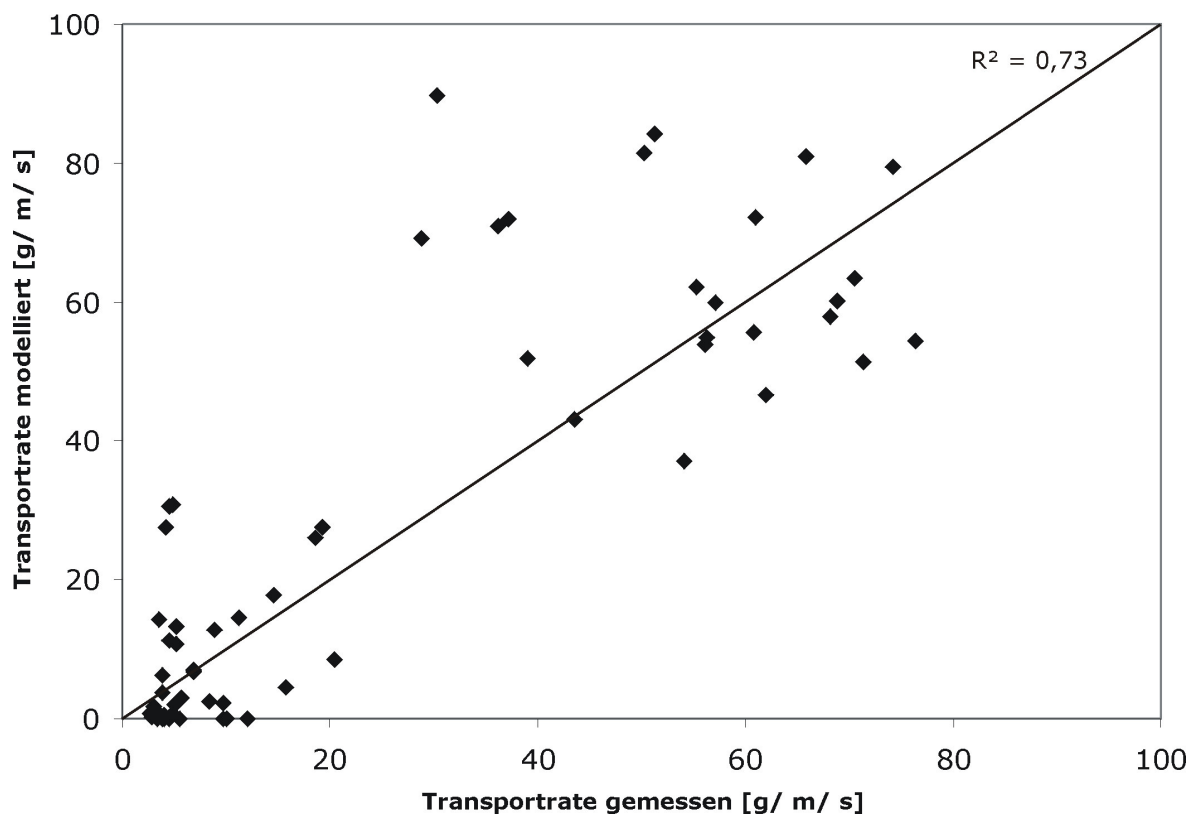


Abbildung 5.10 Gemessene und mit TEAM kalibriert modellierte Sedimenttransportraten der Windkanalversuche ($n = 63$)

Zur Ableitung des Böigkeitsfaktors für die durchgeführten Versuchsreihen wird der Quotient aus der mittleren Windgeschwindigkeit des Messintervalls und der mittleren Strömungsgeschwindigkeit des gesamten Versuchs gebildet. Der abgeleitete windkanalspezifische Böigkeitsfaktor ergibt sich aus dem arithmetischen Mittel der Quotienten und beträgt $G_f = 0,8$ für die vorliegende Versuchsreihe.

Die Kalibrierung des Modells führt zu einer deutlichen Verbesserung der Ergebnisse (vgl. Abbildung 5.10). Die Überschätzung der Sedimenttransportrate konnte auf 20 % der Fälle reduziert werden. Der Sedimenttransport wird im kalibrierten Modus in diesen Fällen nur noch um den Faktor 3,5 überschätzt.

Geringe Transportraten werden durch das Modell mit einer größeren Genauigkeit abgebildet als hohe Transportraten, wie die Abbildungen 5.9, 5.10 und 5.11 zeigen. Der Sedimentaustrag im Windkanalexperiment ist in erster Linie ein Ergebnis der Strömungsgeschwindigkeit. Die Einflussfaktoren Bodenbedeckung und Bodenfeuchtezustand wurden im Experiment ausgeschaltet bzw. standardisiert. Die abnehmende Modellgenauigkeit mit zunehmender Strömungsgeschwindigkeit ist als Auswirkung des Versuchs im Windkanal zu interpretieren. Mit zunehmender Windgeschwindigkeit nehmen die durch die Kanalwandungen und die spezifischen Strömungseigenschaften im Kanal verursachten Einflüsse zu und beeinflussen nicht regelhaft das Messergebnis am Messstreckenende. Für eine ausführliche Diskussion dieses Zusammenhangs wird auf das folgende Kapitel verwiesen.

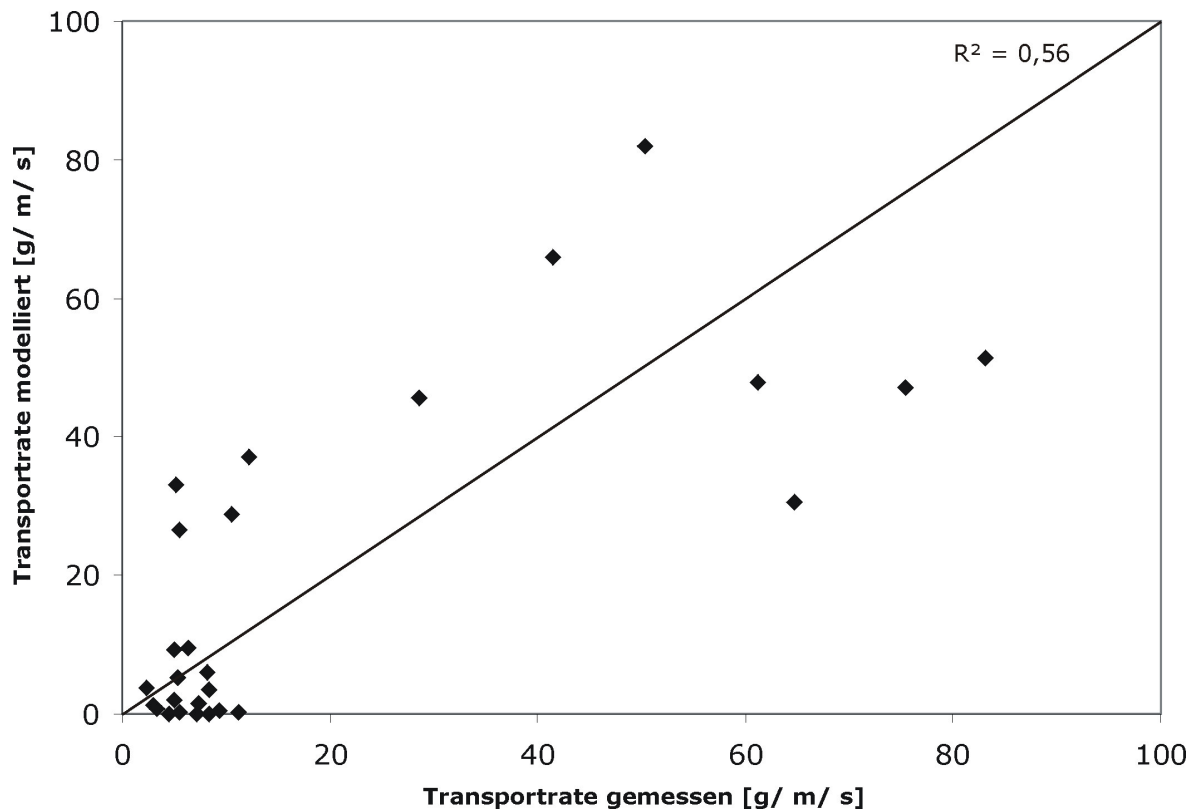


Abbildung 5.11 Gemessene und mit TEAM modellierte Sedimenttransportraten des unabhängigen Validiersets ($n = 27$)

Abschließend wird die kalibrierte Modellversion mit Hilfe des zuvor zufallsbasiert gezogenen, repräsentativen Testdatensatz validiert. Zu diesem Zweck werden die gemessenen Sedimenttransportraten mit den modellierten Austrägen in Beziehung gesetzt um eine Aussage über die Güte des Modells treffen zu können. Die Validierung der kalibrierten Modellversion lässt auf eine gute Genauigkeit schließen. Der mit TEAM modellierte Sedimentaustrag bildet den im Windkanalexperiment gemessenen Transport mit einem Bestimmtheitsmaß von $R^2 = 0,56$ genau ab.

5.3.2 Modellerweiterung zur Vorhersage des äolischen Sediment- und Stofftransportes – TEAMⁿ

Auf Grundlage der kalibrierten Modellversion wird im Folgenden der Stofftransport im Windkanalexperiment auf Grundlage der modellierten Transportraten berechnet und den entsprechenden gemessenen Stofftransporten gegenübergestellt. Zur Vorhersage des äolischen Stofftransportes wird das kalibrierte Basismodell TEAM um die in Kapitel 5.2 abgeleiteten Transportmodelle für ausgewählte Nährstoffe und Gesamtkohlenstoff zum Modell TEAMⁿ erweitert. Die Stofftransportmodellierung beruht

auf dem modellierten Sedimenttransport und dem prozentualen Anteil der betrachteten Stoffe an der Gesamttransportrate. Die Modellausgabe wird um diese Information ergänzt.

Gemessene und modellierte Stofftransportraten für Gesamtkohlenstoff (vgl. Abbildung 5.12), pflanzenverfügbares Phosphat (Abbildung 5.13) und den Parameter pflanzenverfügbares Kalium (Abbildung 5.14) zeigen einen guten Zusammenhang. Der mit TEAMⁿ modellierte Stoffaustrag bildet den im Windkanalexperiment gemessenen Transport mit einem Bestimmtheitsmaß von $R^2 = 0,68$ ab.

Die bereits in Kapitel 5.3.1 angesprochene abnehmende Vorhersagegenauigkeit mit zunehmendem Sedimenttransport nimmt auch an dieser Stelle Einfluss auf das Ergebnis und die Modellgüte. Dies beruht auf der Tatsache, dass die modellierten Transportraten als Eingangsdaten für die Quantifizierung der Stofftransportraten dienen. Für eine ausführliche Diskussion der Zusammenhänge zwischen Modellgüte, Strömungsgeschwindigkeit und Sedimenttransportrate wird auf Kapitel 6 verwiesen.

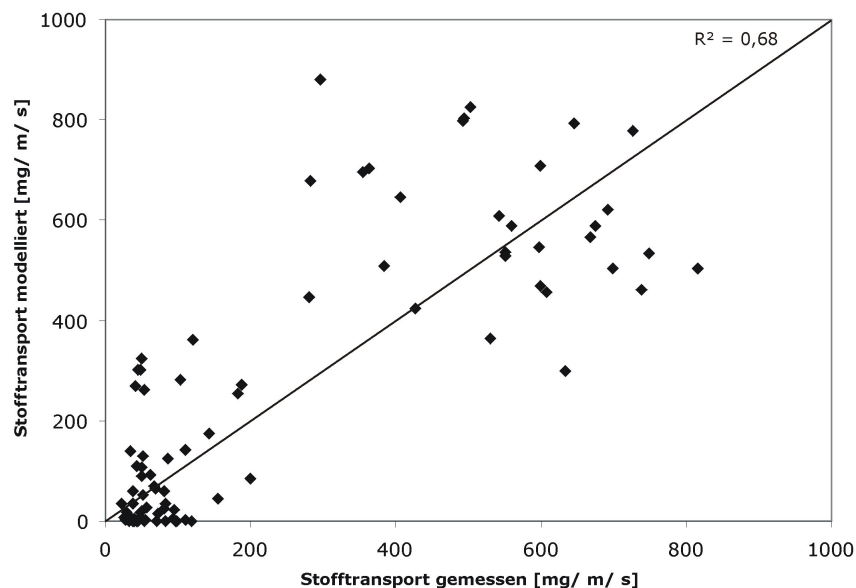


Abbildung 5.12 Gemessener und mit TEAMⁿ modellierter Gesamtkohlenstofftransport im Windkanalexperiment ($n = 90$)

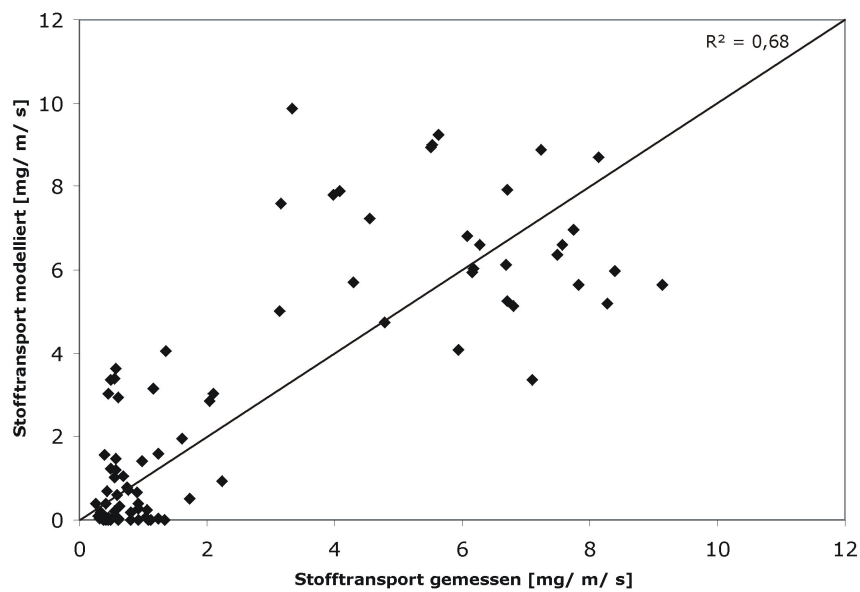


Abbildung 5.13 Gemessener und mit TEAMⁿ modellierter Transport pflanzenverfügbaren Phosphats (P_2O_5) im Windkanalexperiment ($n = 90$)

Die Modellierung des ereignisbezogenen Gesamtstofftransportes durch Verknüpfung stoffspezifischer Anreicherungsfaktoren mit der Gesamtsedimenttransportrate hat zur Folge, dass die Bestimmtheitsmaße für die vorhergesagten Parameter Gesamtkohlenstoff, pflanzenverfügbaren Phosphat und Kalium identisch sind.

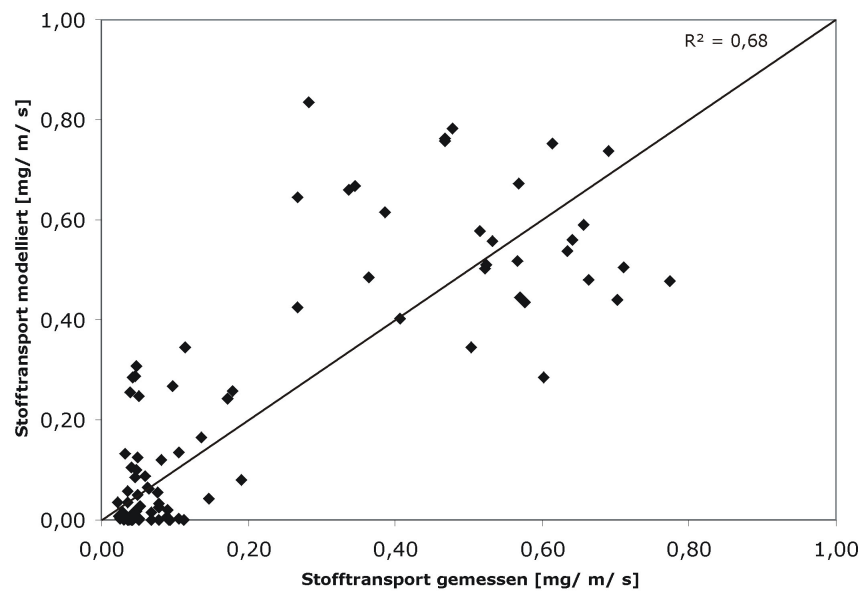


Abbildung 5.14 Gemessener und mit TEAMⁿ modellierter Transport pflanzenverfügbaren Kaliums (K_2O) im Windkanalexperiment ($n = 90$)

5.4 Szenarienbasierte Simulation des Sediment- und Stofftransportes

Neben der bodenbürtigen Erodibilität ist die Erosivität des Klimas und der aktuellen Witterungsbedingungen der entscheidende Steuerfaktor für das Auftreten äolischer Stofftransporte. Darüber hinaus kommt der Bodenbedeckung, insbesondere bei der Betrachtung von Winderosionsprozessen in Agrarlandschaften, eine besondere Bedeutung zu. In Abhängigkeit der Bewirtschaftung ergibt sich ein potenzieller Erosionszeitraum, dessen klimatische Erosivität für den äolischen Stofftransport im engeren Sinne zu berücksichtigen ist.

Die Landnutzungsverhältnisse im Untersuchungsgebiet sind in Kapitel 4.4 sowohl in historischer Sicht als auch hinsichtlich der aktuellen Veränderungen beschrieben. Das ackerfähige Land wird in der Niederen Geest überwiegend zum Anbau von Mais zur Silageerzeugung genutzt. Besonders in den letzten Jahren hat der Anbau von nachwachsenden Rohstoffen zur Energiegewinnung deutlich zugenommen, als

Energiepflanze ist auch hier der Mais für das Untersuchungsgebiet an erster Stelle zu nennen. Neben der Hauptanbaupflanze Mais, die fast ausschließlich in Monokultur produziert wird, werden vereinzelt Flächen mit Winterraps oder Wintergetreide bestellt. In der Vergangenheit wurde der Anbau von Kartoffeln oder Rüben verstärkt auf den leichten, sandigen Geestböden praktiziert; heute sind diese Kulturen nicht mehr von Bedeutung.

Auf Grundlage der Hauptanbaupflanze ergibt sich für das Untersuchungsgebiet im weiteren Sinne ein vegetationspezifischer, potenzieller Erosionszeitraum vom späten Frühjahr bis zum Sommeranfang (März bis Juni). In diesem Zeitraum fanden auch in der Vergangenheit die überwiegende Anzahl der dokumentierten Winderosionsereignisse statt (BACH 2004, DUTTMANN ET AL. 2007), wie Abbildung 5.15 für die schleswig-holsteinische Geest zeigt.

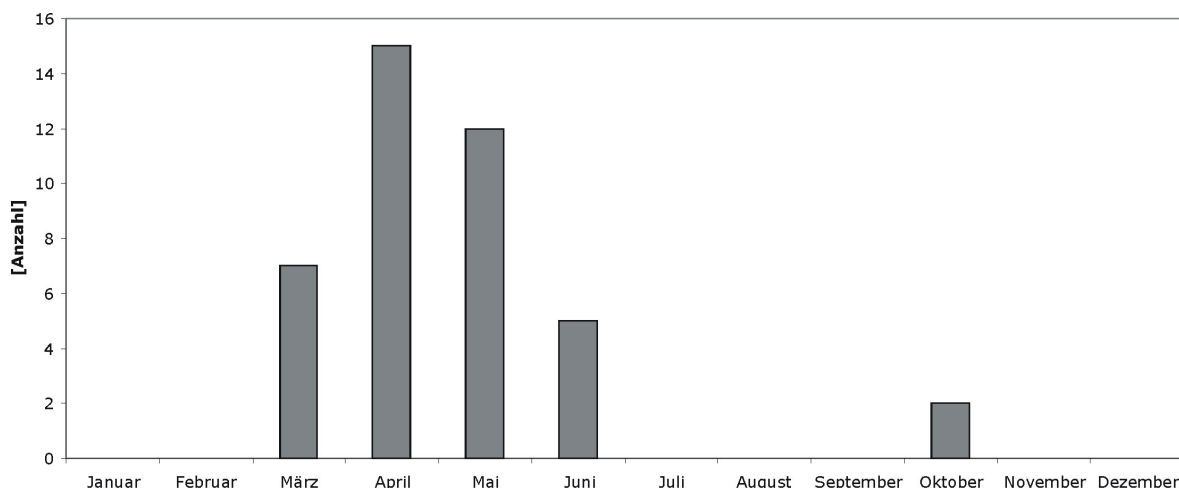


Abbildung 5.15 Auftretenshäufigkeit dokumentierter Winderosionsereignisse (1947 bis 2007) in der schleswig-holsteinischen Geest

Vor diesem Hintergrund wurden die zur Verfügung stehenden Klimadaten hinsichtlich einer Beurteilung der langfristigen Entwicklung der klimatischen Erosivität ausgewertet. Auf Grundlage der Ergebnisse werden nachfolgend Szenarien für die ereignisbezogene Modellierung im Freiland abgeleitet.

5.4.1 Trendanalysen zur klimatischen Erosivität im nordwestlichen Schleswig-Holstein (1891-2005)

Für die Analyse der langjährigen Entwicklung der klimatischen Erosivität stehen Messreihen von drei Stationen des Deutschen Wetterdienstes im nordwestlichen Schleswig-Holstein zur Verfügung. Das umfangreichste Datenkollektiv liefert die Station Husum, die sich circa 25 km südwestlich des eigentlichen Untersuchungsgebietes befindet. Darüber hinaus stehen Daten der rund 10 km nördlich Goldelunds gelegenen Stationen Leck-DWD und Leck-Bundeswehr für unterschiedliche Zeiträume zur Verfügung. Eine Übersicht der in die Auswertung eingegangenen Stationen und der zeitlichen Auflösung des verwendeten Datenmaterials gibt Tabelle 5.11.

Tabelle 5.11 Verwendete Klimastationen und zeitliche Auflösung der Datenkollektive

Stations ID	Name	von	bis	Auflösung
1435	Husum	01.01.1891	31.12.1973	Mannheimer Stunden
1410	Leck - DWD	01.01.1951	31.12.1973	Mannheimer Stunden
1411	Leck - Bundeswehr	01.01.1974	31.12.2005	stündliche Daten

Die Datenreihe der Messstation Husum des Deutschen Wetterdienstes reicht bis in die Anfänge der instrumentellen Wetterbeobachtung zurück. Bei der Interpretation des Datenmaterials muss die Aufnahmemethodik und die sich daraus ergebenden Ungenauigkeiten berücksichtigt werden. Die Windgeschwindigkeit wurde bis in die Anfänge des 20. Jahrhunderts nicht messtechnisch erfasst sondern anhand der Beaufort-Skala geschätzt. Diese Methode liegt auch den Winddaten der Station Husum zu Grunde.

Die durch den Deutschen Wetterdienst betriebene Station Leck (1410) wurde zum 31.12.1973 geschlossen und die Wetterbeobachtung an der von der Deutschen Bundeswehr am Standort Leck (1411) betriebenen Wetterstation weitergeführt. Neben dem Standort- und Betreiberwechsel hat sich die zeitliche Auflösung der Datenaufnahme von den offiziellen Beobachtungszeiten hin zu einer kontinuierlichen Datenaufnahme, deren Ergebnisse in stündlicher Auflösung zur Verfügung gestellt werden, entwickelt.

Die Klimamessreihen werden einer Trendanalyse mittels Berechnung der Mittelwertdifferenz unterzogen und mit Hilfe des verteilungsunabhängigen Cox-Stuart-Tests auf Signifikanz des Trends überprüft (RAPPE 2000, SACHS 2000). Darüber hinaus werden Wiederkehrintervalle für bestimmte erosive Witterungsbedingungen mit Hilfe der verteilungsunabhängigen Größenfrequenzanalyse (AHNERT 1996) berechnet.

Station Husum (1435)

Die langjährige Jahresmitteltemperatur (1891-1973) beträgt an der Station Husum 8,1 °C. Aus den Daten ist kein Trend für den Messzeitraum abzuleiten. Wie Abbildung 5.16 veranschaulicht, zeigen sich deutliche Schwankungen in der mittleren Jahresniederschlagssumme. Insbesondere in der Dekade 1940 bis 1949 fallen weniger als 90 % der mittleren Niederschlagssumme des gesamten Messzeitraums. Die mittlere Jahresniederschlagssumme nimmt zwischen 1891 und 1973 um 21,4 mm ab. Dieser Trend ist als schwach signifikant (α 0,05) einzustufen.

Die mittlere Lufttemperatur im potenziellen Erosionszeitraum sowie die Niederschlagssumme der Monate März bis Juni weisen keinen positiven oder negativen Trend auf, sie können als im langjährigen Mittel konstant angesehen werden. Die Tage pro Jahr mit Winden aus östlichen Richtungen haben zwischen 1891 und 1973 signifikant (α 0,05) um 48 Tage zugenommen. Ein Drittel dieser Zunahme entfällt auf den potenziellen Erosionszeitraum, in dem über den Messzeitraum hinweg die Anzahl der Tage mit Ostwind signifikant um 16 Tage zugenommen hat.

Luftströmungen mit Geschwindigkeiten über 8 ms^{-1} (≥ 5 Bft) werden im Allgemeinen als erosionswirksam angenommen (BMVEL 2001). Die Anzahl der Tage mit erosionswirksamen Winden hat an der Station Husum im Messzeitraum keine signifikante Änderung erfahren, dies gilt ebenso für den potenziellen Erosionszeitraum.

Treffen erosionswirksame Bedingungen zusammen, steigt die Wahrscheinlichkeit des Auftretens von windbedingten Bodenerosionsereignissen. Trockenheit ($< 0,5 \text{ mm}$ Niederschlag am Beobachtungstag), Winde aus östlichen Richtungen (ENE bis ESE) und das Auftreten erosionswirksamer Winde (≥ 5 Bft) definieren die Voraussetzungen bei der Auswertung der zur Verfügung stehenden Daten zur Abgrenzung potenzieller Winderosionstage von Nicht-Erosionstagen.

Im langjährigen Mittel kommt es zwischen 1891 und 1974 zu 16 Tagen mit erosiven Witterungsbedingungen. Ein signifikanter Trend ist aus den Daten nicht abzuleiten. Dies gilt auch für die eingeschränkte Betrachtung der aufgrund der geringen Bodenbedeckung als potenzieller Erosionszeitraum zu bezeichnenden Monate März bis Juni. Ein Vergleich der aus den Daten abgeleiteten Winderosionszeitpunkte mit dokumentierten Erosionsereignissen zeigt, dass 49 % der bekannten Ereignisse durch die Klimadaten der Station Husum unter den definierten Bedingungen abgebildet werden.

Station Leck (1410)

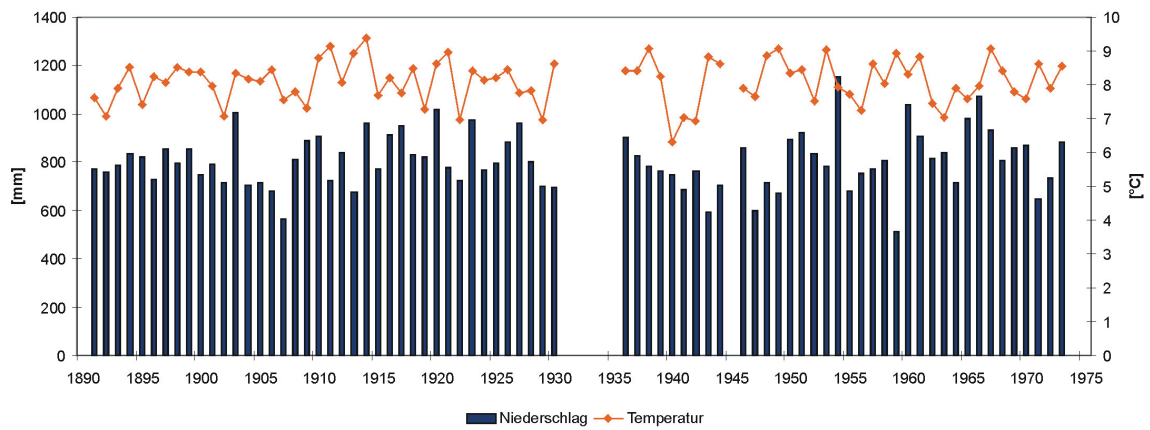
Die langjährige Jahresmitteltemperatur an der vom 01.01.1951 bis zum 31.12.1973 durch den Deutschen Wetterdienst betriebenen Station Leck (1410) beträgt 7,9 °C. Aus der Messreihe ist kein signifikanter Trend einer Veränderung der Durchschnittstemperatur abzuleiten. Dies gilt sowohl für die Jahresmitteltemperatur als auch für die mittlere Temperatur im potenziellen Erosionszeitraum März bis Juni.

Die Jahresniederschlagssumme von 882 mm zeigt eine leichte Zunahme um 4 %, diese ist jedoch nicht als signifikant zu bezeichnen. Im Gegensatz dazu nimmt die Niederschlagssumme in den Monaten März bis Juni an der Station Leck zwischen 1951 und 1973 um 57 mm signifikant (α 0,05) zu. Im selben Zeitraum kommt es zu einer signifikanten Abnahme der Tage mit Ostwetterlagen. Es ist ein signifikanter (α 0,05) Rückgang von Tagen mit Wind aus östlichen Richtungen im Jahresverlauf zu verzeichnen. Knapp die Hälfte des Rückgangs (46 %) erfolgt in Monaten mit geringem Bodenbedeckungsgrad und ist ebenfalls als statistisch signifikant (α 0,05) zu bezeichnen.

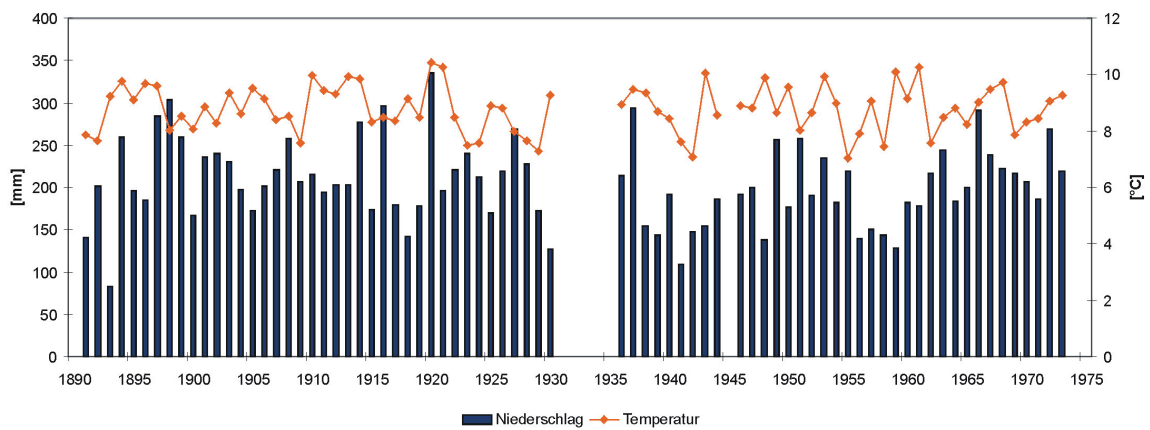
Tage mit erosiver Wetterlage nehmen an der Station Leck im Allgemeinen zwischen 1951 und 1973 signifikant (α 0,05) um 8 Tage im Jahr ab. Für den aufgrund der geringen Bodenbedeckung potenziellen Erosionszeitraum ist der ebenfalls negative Trend der Messdaten jedoch nicht als signifikant einzustufen. Ein Drittel der für den Beobachtungszeitraum dokumentierten Winderosionsereignisse wird durch die aus den Klimadaten abgeleiteten Tage mit potenziell erosiver Wetterlage abgebildet.

5 Ergebnisse

a Jahressumme bzw. -mittelwert



b Summe bzw. Mittelwert März bis Juni



c Wind aus östlichen Richtungen

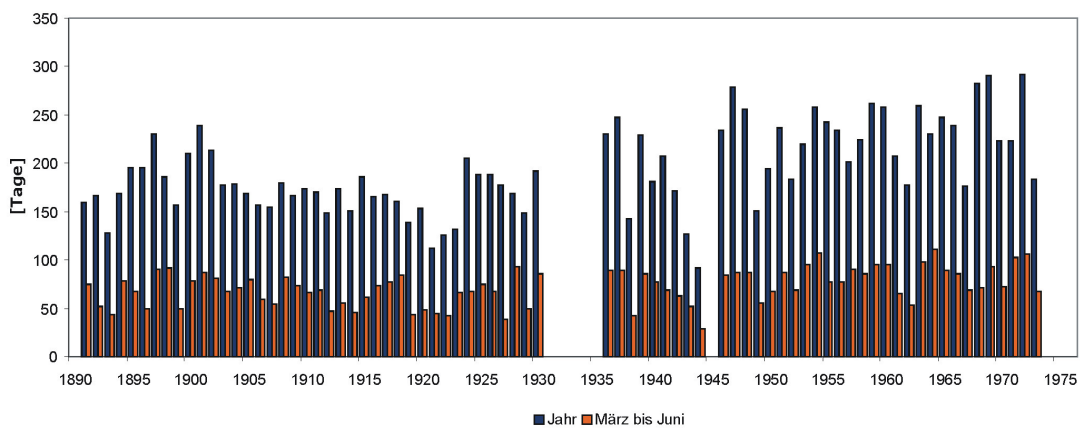


Abbildung 5.16 Niederschlag, Lufttemperatur und Tage mit Wind aus östlichen Richtungen an der Station Husum (1891 - 1973)

Station Leck (1411)

Für den Folgezeitraum im Anschluss an die Messreihe der Station Leck (1410) stehen der vorliegenden Arbeit die Klimadaten der durch die Bundeswehr betriebenen Station Leck (1411) vom 01.01.1974 bis zum 31.12.2005 zur Verfügung. Aufgrund der Lageverschiebung wird der Datensatz getrennt von dem der Station Leck (DWD – 1410) betrachtet.

Die langjährige mittlere Lufttemperatur für den Messzeitraum 1974 bis 2005 beträgt 8,8 °C. Ein signifikanter Trend ist der Messreihe nicht zu entnehmen. Dies gilt auch für die Entwicklung der mittleren Lufttemperatur in den Monaten März bis Juni. Die Niederschlagssumme des Beobachtungszeitraumes beträgt im Mittel 815 mm a⁻¹. Sie unterliegt, ebenso wie die Niederschlagssumme des potenziellen Erosionszeitraumes, keiner signifikanten Veränderung. Ostwetterlagen treten im langjährigen statistischen Mittel an der Station Leck (1411) an 89 Tagen auf, 33 Tage davon im Zeitraum zwischen März und Juni. Das Auftreten von Ostwetterlagen kann als konstant angesehen werden, die Messdaten sind keinem signifikanten Trend unterworfen.

5.4.2 Exemplarische Modellierung äolischer Stofftransporte im Freiland mit TEAMⁿ

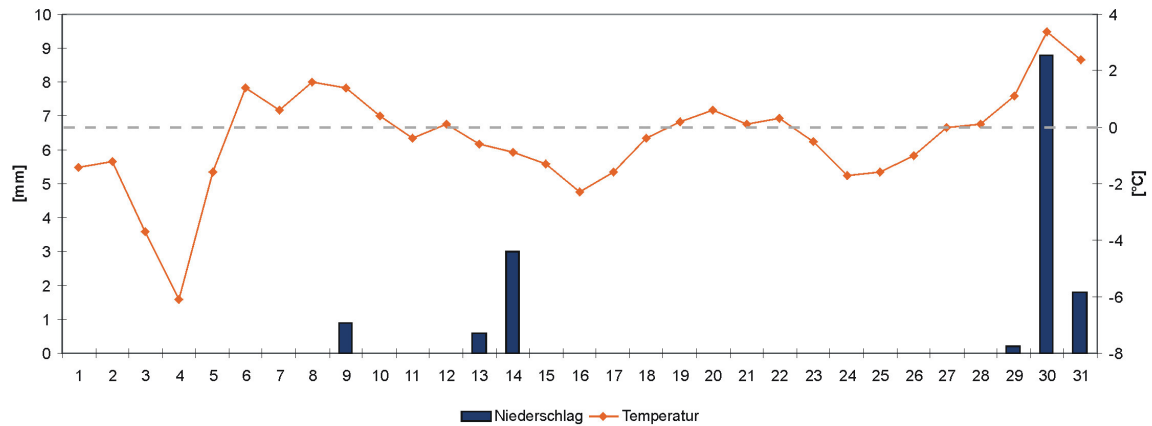
Über die Modellierung des Sediment- und Stofftransportes im Windkanalexperiment hinaus, soll im Rahmen der vorliegenden Arbeit untersucht werden, inwieweit das verwendete Erosionsmodell TEAM bzw. TEAMⁿ auch unter Freilandbedingungen zu plausiblen Ergebnissen führt.

National sind nur wenige Datensätze messtechnisch erfasster Winderosionsereignisse verfügbar. In der Literatur sind vereinzelt Schätzwerte für den ereignisbezogenen Bodenverlust verfügbar. Auch im Rahmen der vorliegenden Arbeit konnte kein Freilandereignis erfasst und quantifiziert werden. Vor diesem Hintergrund wird zur Modellierung des äolischen Stofftransportes im Untersuchungsgebiet Goldelund auf entsprechende Schätzwerte zurückgegriffen.

5 Ergebnisse

Im Frühjahr 1969 kam es auf der Schleswiger Geest zu teilweise ausgedehnten Sandverwehungen. HASSENFLUG (1998) schätzt den Bodenverlust in der Gemarkung Goldelund im Zuge der Verwehungsereignisse im März 1969 auf Grundlage einer Schadenskartierung auf 100 t ha^{-1} bis 150 t ha^{-1} Ackerland.

a Tagessumme bzw. -mittelwert



b Windrichtung und -stärke

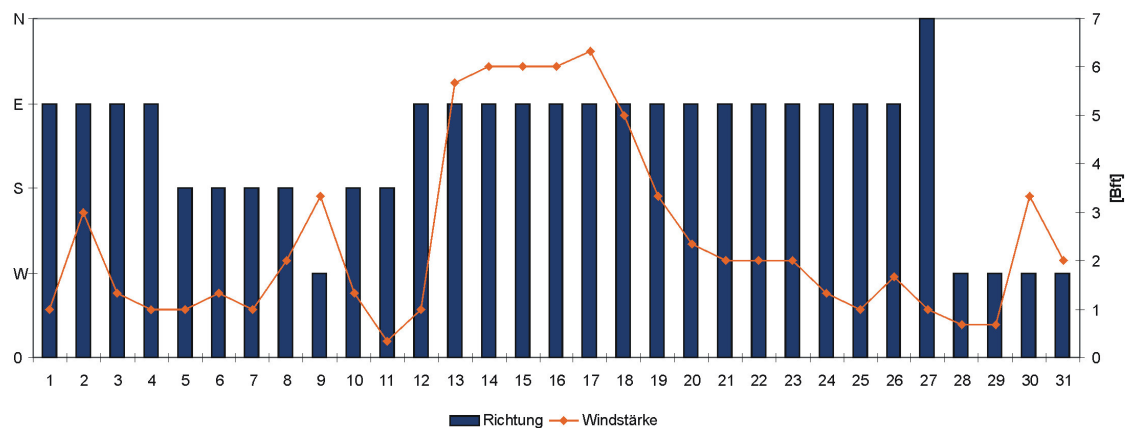


Abbildung 5.17 Witterungsverlauf im März 1969 (Station Leck 1410)

Durch Auswertung der zur Verfügung stehenden Klimadaten der Station Leck (1410) konnte der potenzielle Erosionszeitraum auf den 15. März bis 18. März 1969 eingegrenzt werden. Über vier Tage hinweg wehten, bei ausbleibenden Niederschlägen, Winde aus östlichen Richtungen mit einer Geschwindigkeit von mehr als 5 Beaufort. Eine Übersicht des Witterungsverlaufes im März 1969 gibt Abbildung 5.17. Die Wetterdaten der selektierten Tage wurden für das Modell TEAMⁿ aufbereitet und die darüber hinaus notwendigen Eingangsdaten generiert.

TEAMⁿ modelliert den Gesamtstoffaustrag in Tagesauflösung und quantifiziert den kumulativen Gesamtaustrag auf 130,80 t ha⁻¹ Ackerfläche (vgl. Abbildung 5.18). Dem Gesamtsedimentaustrag steht ein Austrag partikulär gebundener Nährstoffe und organischer Substanz in der Größenordnung von 1,2 t ha⁻¹ Gesamtkohlenstoff, 1,5 t ha⁻¹ pflanzenverfügbarem Phosphat und 10,5 t ha⁻¹ pflanzenverfügbarem Kalium gegenüber. Das Modellergebnis ordnet sich größenordnungsmäßig in die Schätzung von HASSENPFUG (1998) für das Verwehungsereignis vom März 1969 ein.

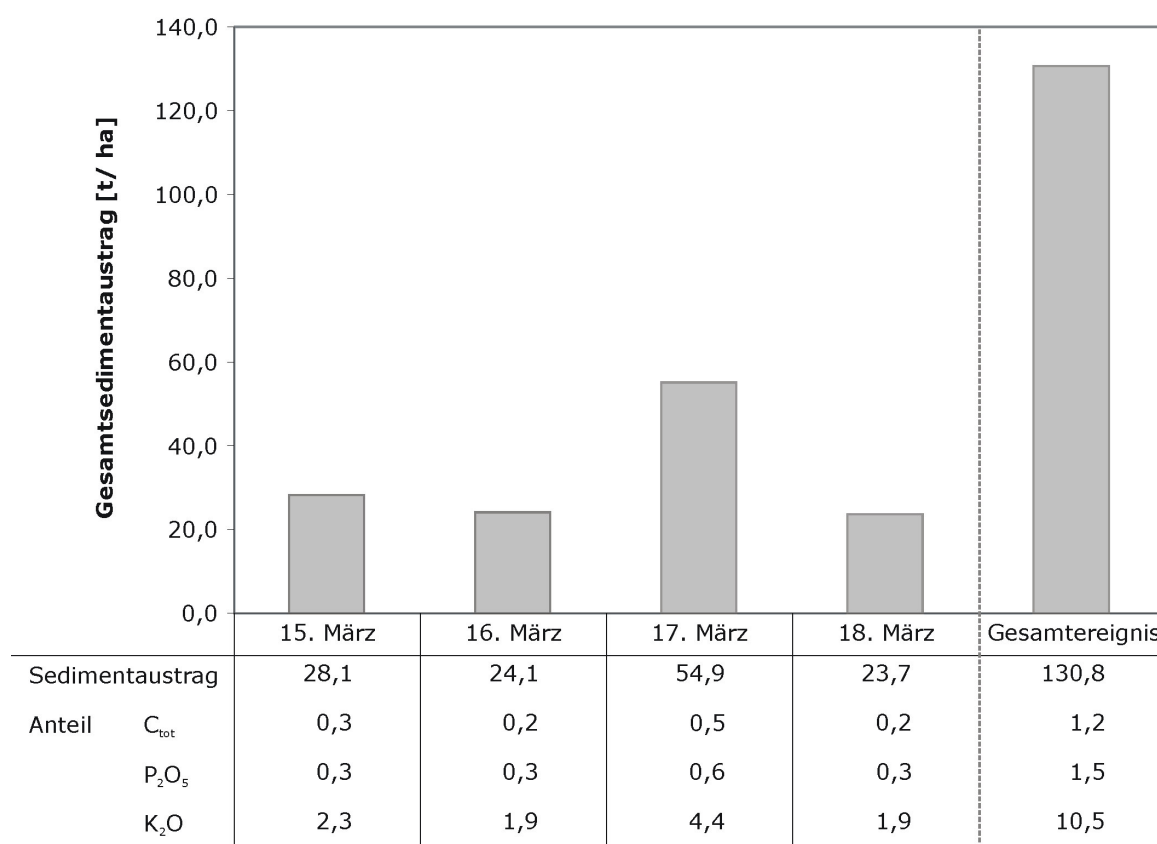


Abbildung 5.18 Modellergebnis für das Winderosionsereignis März 1969 im Untersuchungsgebiet Goldelund

NEEMANN (1991) beziffert den Stoffaustrag im Verlauf eines großen Winderosionsereignisses auf 30 kg ha⁻¹ bis 246 kg ha⁻¹ P₂O₅ und 27 kg ha⁻¹ bis 237 kg ha⁻¹ K₂O. Dauer des Ereignisses und Stärke werden durch den Autoren nicht näher definiert, ebenso fehlen Angaben zum Ausgangssubstrat. Der mit TEAMⁿ modellierte Stofftransport im Verlauf der Ereignisse im März 1969 im Untersuchungsgebiet Goldelund liegt für P₂O₅

leicht oberhalb der Werte von NEEMANN (1991), für K_2O sind die modellierten Austräge um den Faktor 10 größer als die durch NEEMANN (1991) maximal quantifizierten Beträge.

6 Diskussion der Ergebnisse

Die Diskussion der Ergebnisse folgt den in Kapitel 1.2 definierten Zielen. Zunächst werden die Ergebnisse im Hinblick auf die untergeordneten Ziele der vorliegenden Arbeit hin diskutiert und bewertet. Im Anschluss daran sollen die im Vorfeld formulierten Forschungsfragen aufgegriffen und die Arbeit vor diesem Hintergrund einer kritischen Diskussion unterzogen werden.

Erfassung und Beschreibung des Transportes von Sediment und partikulär gebundenen Nährstoffen sowie organischer Substanz im Experiment und im Freiland

Die Erfassung und Beschreibung äolischer Stofftransporte im Experiment und im Freiland muss vor dem Hintergrund der durchgeführten Arbeiten differenziert betrachtet werden. Im Rahme der Feldkampagnen ist es im Verlauf der Arbeiten nur bedingt gelungen, den Transport von Sediment und partikelgebundenen Nährstoffen sowie organischer Substanz zu erfassen. Bodenerosionsereignisse im Freiland sind von dem zeitlichen Aufeinandertreffen einer Vielzahl von Steuergrößen abhängig. Für den Komplex äolischer Stofftransporte müssen eine hohe, standörtliche Erodibilität und stark erosive Witterungsbedingungen zusammentreffen. Überschreitet die an der trockenen, un- oder ggf. gering bedeckten Oberfläche angreifende Strömung die Schwellenwindgeschwindigkeit, wird der Materialtransport initiiert.

Das zeitliche Aufeinandertreffen ist unter Berücksichtigung von Managementfaktoren der landwirtschaftlichen Nutzflächen ein eher zufälliges Produkt. Um den windbedingten Bodenabtrag zu vermeiden oder zumindest zu vermindern, wird im Rahmen der Bewirtschaftung durch den Landwirt zu unterschiedlichen Maßnahmen gegriffen. Eine späte Saatbettbereitung und Einsaat schaffen erst gegen Ende April im Untersuchungsgebiet Goldelund eine stark erosionsanfällige Bodenoberfläche. Im Verlauf der vorliegenden Arbeit traten erosive Witterungsbedingungen gar nicht oder bereits vor der Saatbettbereitung ein, so dass die Bodenoberfläche durch die natürliche Verunkrautung über den Winter geschützt war. Feucht-kühle Witterung im potenziellen Erosionszeitraum verhinderte im Untersuchungszeitraum weitestgehend den äolischen Stofftransport. Darüber hinaus greift der Landwirt durch eine direkt an die Aussaat anschließende Gülleapplikation auf den Flächen dahingehend in das Prozessgeschehen ein, dass durch eine Versiegelung der Oberfläche das bodenbürtige Erosionsrisiko stark herabgesetzt wird.

Neben der aufgrund der beschriebenen Bedingungen geringen Anzahl an Erosionsereignissen erschwert auch der Prozess als solcher die quantitative Erfassung des äolischen Stoffaustrages. Strömungen über heterogenen Oberflächen sind in höchstem Maße mit kleinräumigen Turbulenzen durchsetzt. Insbesondere bei kleinen Winderosionsereignissen, deren durchschnittliche Strömungsgeschwindigkeit sich nahe der standortabhängigen Schwellenwindgeschwindigkeit bewegt, findet die Ablösung von Partikeln und deren Transport in erster Linie durch turbulenzbedingte, kurzfristig und kleinräumig eng begrenzt auftretende Windspitzen statt. GOOSSENS ET AL. (2000) verweisen ebenfalls ausdrücklich darauf, dass die Variabilität in Feldmessdaten des bodennahen Saltationstransportes in direktem Zusammenhang zur ausgeprägten räumlichen und zeitlichen Heterogenität des Transportprozesses steht.

Mit den im Rahmen der vorliegenden Arbeit eingesetzten MWAC-Samplern kann nur ein Bruchteil der potenziellen Transportquerschnittsfläche im Freiland abgedeckt werden. Für Untersuchungen unter Windkanalbedingungen zeigen GOOSSENS ET AL. (2000), dass Sedimentfallen vom Typ MWAC mit einer vergleichsweise hoher ($100 \% \pm 20 \%$) und darüber hinaus von der Strömungsgeschwindigkeit unabhängiger Effizienz arbeiten. Im Rahmen ihrer Untersuchungen beschränken sich die Autoren auf die Betrachtung eines bodennahen Transportniveaus von 12 cm ü GOF. Bei niedrigen Windgeschwindigkeiten und einem mittleren Korndurchmesser von 194 μm bilden die MWAC-Sampler den absoluten Sedimenttransport in der betrachteten Transporthöhe unterdurchschnittlich ab (Effizienz der Falle 80 %). Aufgrund der Ergebnisse der durchgeführten Feldkampagnen ist die Effizienz der verwendeten Fallensysteme in Bezug auf kleine Erosionsereignisse vor dem Hintergrund der ausgeprägten Heterogenität des bodennahen Windfeldes als nicht zufriedenstellend zu bezeichnen. Dies gilt insbesondere für die Abbildung des räumlich differenzierten Sedimenttransportes über inhomogenen Oberflächen auf landwirtschaftlichen Nutzflächen. Die geringen Mengen aufgefangenen Bodenmaterials und deren ausgeprägte vertikale und horizontale Variabilität spiegeln dies wider.

Aufgrund des durch den Kanalquerschnitt begrenzten Transportstroms, ist eine Erfassung des äolischen Stofftransportes im Windkanal gegenüber dem Freilandexperiment erheblich vereinfacht. Der Austrag ist direkt abhängig von der Strömungsgeschwindigkeit. Die Bewindungsdauer hat auf den Sedimentaustrag pro Zeiteinheit keinen Einfluss. Die Variabilität der Transportrate nimmt mit steigender Strömungsgeschwindigkeit im Windkanal zu. Dieses Ergebnis der Untersuchungen steht im Zusammenhang mit den spezifischen Strömungsbedingungen im Windkanal. Auf die Problematik einer gegenüber den Freilandbedingungen nur geringmächtig ausgebil-

deten Grenzschicht im Windkanalexperiment und die sich daraus ergebenden Einschränkungen für den höhendifferenzierten Transport und die Ableitung von vertikalen Transportprofilen im Allgemeinen sei hier verwiesen (vgl. Kapitel 3.2.3). Auf die Möglichkeiten der höhendifferenzierten Erfassung des Sedimenttransportes im Windkanal und des damit in Verbindung stehenden, partikelgebundenen Stofftransportes sowie deren Übertragbarkeit auf Freilandbedingungen wird weiter unten noch ausführlich eingegangen werden.

Reibungseffekte an Grenzflächen (Kanalwänden) gewinnen mit steigender Strömungsgeschwindigkeit zunehmend an Bedeutung und führen zur Ausbildung regelloser Wirbel. Die zunehmende Heterogenität im kanalinternen Windgeschwindigkeitsfeld resultiert in einer erhöhten Variabilität der transportierten Sedimentmenge. DÜWEL (2000) und GROSS (2002) beobachten vergleichbare Effekte im Rahmen ihrer Untersuchungen mit dem identischen Windkanal, wie er in der vorliegenden Arbeit verwendet wird. Diese Effekte sind mit den Auswirkungen kleinräumig heterogener Windgeschwindigkeitsfelder im Freiland zu vergleichen und insbesondere bei der Betrachtung des Saltationstransportes von Bedeutung.

Ableitung funktionaler Zusammenhänge zwischen dem Transport von mineralischer Bodensubstanz und partikelgebundenen Nährstoffen sowie organischer Substanz unter Berücksichtigung der Faktoren Strömungsgeschwindigkeit und Bewindungsdauer

Bodenerosion durch Wind ist ein korngroßenselektiver Prozess. Daher folgt eine bevorzugte Auswehung von organischer Substanz und feinen Bodenpartikeln. Der überproportionale Nährstoffgehalt der feinen Bodenfraktionen, im Vergleich zu den gröberen kann langfristig zu einer Abnahme der Bodenfruchtbarkeit auf den Nettoerosionsflächen führen. Da Transportmodus, -höhe und -distanz direkt mit dem Äquivalentdurchmesser des verfrachteten Materials in Beziehung stehen, ist bei höhendifferenzierter Betrachtung des Gehaltes an organischer Substanz und partikelgebundenen Nährstoffen im Transportstrom eine Zunahme der relativen Stoffgehalte mit der Transporthöhe charakteristisch für den äolischen Stofftransport.

Im Rahmen der durchgeführten Windkanalexperimente konnte bei höhendifferenzierter Betrachtung des Sediment- und Stofftransportes lediglich in der bodennahen Beprobungshöhe eine relative Stoffanreicherung im Transportprofil gegenüber dem Ausgangssubstrat festgestellt werden. Die Ergebnisse der anderen, sich innerhalb der kanalinternen Grenzschicht befindenden Sedimentfallen zeigen hingegen keine relative

Anreicherung gegenüber dem Stoffgehalt der erodierenden Oberfläche. Ein Zusammenhang dieser Ergebnisse mit den Versuchsvariablen Strömungsgeschwindigkeit und Bewindungsdauer konnte nicht abgeleitet werden, die Ergebnisse gelten ebenso variantenübergreifend wie auch variantenintern für die durchgeführten Parallelversuche.

Wenngleich auch innerhalb der geringmächtigen Grenzschicht im Windkanal ein korngrößenabhängiger, höhendifferenzierter Materialtransport zu erwarten ist, ist die geringe vertikale Erstreckung der Grenzschicht ein plausibler Erklärungsansatz für die Ergebnisse der Windkanalexperimente hinsichtlich der nicht abbildbaren höhendifferenzierten Stoffanreicherung. Darüber hinaus muss bei der Diskussion der Ergebnisse die geringe Teststreckenlänge im Windkanal ebenfalls Berücksichtigung finden. In Abhängigkeit des Kanalquerschnittes ist die Länge der Erosionsstrecke des verwendeten Windkanals für die Ausbildung eines optimalen Saltationstransportprofils unter Einbeziehung des Lawineneffektes als zu gering zu bezeichnen. Eine Verdoppelung der Teststrecke wäre für die Ausbildung eines gesättigten Saltationstransportes notwendig. Auswirkungen zu kurzer überstrichener Bodenoberflächen auf den Suspensions- und Saltationstransport sind in der Literatur nicht beschrieben, es ist aber anzunehmen, dass auch hier ein Zusammenhang zwischen Erosionsstreckenlänge und optimalem Transportprofil besteht.

Neben den mit dem Versuchsaufbau in Zusammenhang stehenden Erklärungsansätzen hinsichtlich Teststreckenlänge und strömungsphysikalischen Eigenschaften im Windkanal, muss auch das für die Versuche verwendete Bodenmaterial mit seinen charakteristischen Eigenschaften in die Diskussion der Ergebnisse einbezogen werden. Vergleichbare Untersuchungen durch ZOBECK & FRYREAR (1986), LEYS & McTAINSH (1994), STERK ET AL. (1996), LARNEY ET AL. (1998) sowie GOOSSENS (2004), VISSER ET AL. (2005A, 2005B) und VISSER & STERK (2007) sind überwiegend in semi-ariden und ariden Räumen durchgeführt worden. Darüber hinaus leiten die genannten Autoren Anreicherungsfaktoren überwiegend auf Grundlage von Feldmessungen ab, deren Umfang im Allgemeinen als gering zu bezeichnen ist. Die Literatur beschreibt keine Untersuchungen auf vergleichbaren Substraten mit einem ähnlichen Untersuchungsprogramm. Darüber hinaus ist anzunehmen, dass die charakteristische Ausstattung des Beprobungsmaterials mit organischer Substanz und deren spezifischen Bindungsformen ebenfalls Einfluss auf den höhendifferenziert zu betrachtenden Sediment- und partikulär gebundenen Stofftransport hat. Untersuchungen zu diesem Themenkomplex sind der Autorin nicht bekannt.

Entwicklung und Validierung empirisch-statistischer Transportmodelle für ausgewählte Bodenbestandteile

Auf Grundlage der im Rahmen der durchgeführten Windkanalexperimente erfassten und berechneten Sediment- und Stofftransportraten konnten empirisch-statistische Transportmodelle für partikelgebundene Nährstoffe und organische Substanz abgeleitet werden. Die entwickelten stoffspezifischen Transportmodelle basieren auf dem Verhältnis zwischen dem relativen Stoffgehalt im transportierten Material im Vergleich zum relativen Stoffgehalt im Ausgangsmaterial. Wenngleich der funktionale Zusammenhang zwischen Korngrößenfraktion und partikelgebundenem Nährstoff bzw. organischer Substanz eine Korrelation dieser Parameter nahe legt, wurde von diesem Ansatz abgesehen. Zum Einen sind Korngrößenanalysen aufgrund der geringen aufgefundenen Sedimentmengen nicht für alle Versuche in allen Höhen verfügbar. Zum Anderen soll eine Kopplung der Transportmodelle an das Winderosionsmodell TEAM gewährleistet werden, welches keine korngößenbezogene Differenzierung des Ergebnisses bietet.

Die abgeleiteten Transportmodelle zeigen einen konstanten Zusammenhang zwischen relativem Stoffgehalt im Transportstrom und im Ausgangsmaterial. Für die betrachteten Bewindungszeiträume ist ein Zusammenhang mit der Länge des Erosionsereignisses nicht abzuleiten. Ebenso findet sich kein Zusammenhang zwischen der Strömungsgeschwindigkeit und dem transportierten Stoffanteil. Die Ergebnisse haben nur für die betrachteten Versuchsbedingungen Gültigkeit. Die linearen, abgeleiteten empirisch-statistischen Transportmodelle gelten nur für Windeinwirkungen bis 15 Minuten Dauer auf Standorten mit einem gravimetrischen Wassergehalt von < 10 Gew %. Variierende Wassergehalte der erodierenden Oberfläche im Verlauf des Erosionsereignisses dürften aufgrund der sich im Bewindungsverlauf verändernden Ko- und Adhäsionskräfte auch zeitlich hochaufgelöste dynamische Transportmodelle erfordern. Aussagen zu diesem Themenkomplex sind aus den durchgeführten Versuchen nicht abzuleiten. Dies gilt auch für den Sediment- und Stofftransport von Erosionsereignissen, deren Dauer die Versuchszeit deutlich übersteigen.

Kalibrierung, Validierung und Erweiterung des prozess-basierten Winderosionsmodells TEAM zum ereignisbezogenen Gesamtstofftransportmodell TEAMⁿ für nordmitteleuropäische Bedingungen

Der Sedimenttransport im Windkanalexperiment wird durch das prozess-basierte Winderosionsmodell TEAM nach vorangegangener Kalibrierung mit einer für landschaftsökologische Prozessmodelle als hinreichend zu bezeichnenden Genauigkeit vorhergesagt. Die Validierung mit einem unabhängigen Datensatz ergab, dass der äolische Sedimenttransportstrom zu 70 % durch das Modell abgebildet wird.

Die Modellgenauigkeit nimmt mit steigender Transportrate ab. Dies steht in engem Zusammenhang mit der steigenden Variabilität des gemessenen Sedimenttransportes im Windkanal mit zunehmender Windgeschwindigkeit. Die abnehmende Genauigkeit ist auch als Folge der zunehmenden Variabilität des messtechnisch erfassten Materialtransportes bei höheren Strömungsgeschwindigkeiten zu interpretieren (vgl. GOOSSENS ET AL. 2000, DÜWEL 2000, GROSS 2002). Es bleibt zu überprüfen, ob die Genauigkeit der Modellierung von Freilandereignissen ebenfalls einen Zusammenhang mit der Strömungsgeschwindigkeit erkennen lässt oder ob diese Effekte als Windkanal-spezifisch einzustufen sind. Aufgrund der mangelhaften Freilanddatensätze, die im Rahmen der vorliegenden Arbeit erhoben wurden, ist eine Überprüfung dieser Aussage zum jetzigen Zeitpunkt nicht möglich.

Die Kopplung empirisch-statistischer Nährstofftransportmodelle an bestehende Winderosionsmodelle ist ein neuer Ansatz der äolischen Stofftransportmodellierung. Vergleichbare Konzepte wurden bislang nur durch wenige Forschergruppen verfolgt (VISSER ET AL. 2003, GOOSSENS 2004, VISSER ET AL. 2005, VISSER & STERK 2007).

Der windbedingte Transport partikulär gebundener Nährstoffe und organischer Substanz im Windkanalexperiment wurde mit dem gewählten Ansatz in guter Näherung abgebildet. Die erzielte Genauigkeit liegt bei knapp 70 %. Die Modellerweiterung durch Integration der abgeleiteten Stofftransportmodelle hin zu einem ereignisbezogenen Gesamtstofftransportmodell ist gelungen. Die Übertragbarkeit des Ansatzes auf Freilandversuche ist zu überprüfen, dies war im Rahmen der vorliegenden Arbeit aus bereits genannten Gründen nicht möglich.

Modellierung dokumentierter Winderosionsereignisse und Trendanalyse der klimatischen Erosivität im Untersuchungsgebiet vor dem Hintergrund des Klimawandels

Die durch den anthropogenen Einfluss bedingte Veränderung des Klimas steht aktuell im Zentrum der öffentlichen und politischen Diskussion. Durch zunehmende Emission von Treibhausgasen nimmt der Mensch nachweislich seit der Industrialisierung ab Mitte des 19. Jahrhunderts entscheidenden Einfluss auf das Klima. Messdaten, die seit diesem Zeitpunkt verfügbar sind, zeigen eine Zunahme der mittleren bodennahen Lufttemperatur seit Beginn des 20. Jahrhunderts (IPCC 2007).

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit soll über die Quantifizierung äolischer Stofftransporte in Agrarlandschaften hinaus der Frage nachgegangen werden, ob und in welchem Maße die klimatische Erosivität im Nordwesten Schleswig-Holsteins vor dem Hintergrund des Klimawandels seit Ende des 19. Jahrhunderts eine Veränderung erfahren hat.

Die Analyse der zur Verfügung stehenden Zeitreihen der Stationen Husum und Leck zeigen keinen Trend bezüglich der Häufigkeit von Tagen mit erosiver Wetterlage im potenziellen Erosionszeitraum. Die den äolischen Stofftransport fördernden Faktoren weisen im relevanten Zeitraum keinen oder einen signifikant negativen Trend auf, so dass im Ergebnis eine gleichbleibende oder sogar regressive Häufigkeit von Tagen mit erosiver Wetterlage im potenziellen Erosionszeitraum zu beobachten ist. Die Ergebnisse ordnen sich in die Analysen anderer Forschergruppen zu Auswirkungen des Klimawandels auf der regionalen Skala ein (RAPP 2000, TRÖMMEL 2004, JONAS ET AL. 2005, SPEKAT ET AL. 2007).

Nicht zu vernachlässigen ist bei dieser Betrachtung die Inhomogenität der verwendeten Datenreihen. Dies gilt in erster Linie für den Wind, die wichtigste Steuergröße bei der Betrachtung der klimatischen Erosivität vor dem Hintergrund des äolischen Stofftransportes. Die Beobachtungswerte unterliegen im Messzeitraum diversen Veränderungen durch nicht-physikalische Vorgänge. Veränderungen der Messung selbst, der Messtechnik im Besonderen, aber auch Veränderungen im Umfeld der Messstation, die sich auf das bodennahe Windfeld auswirken, führen dazu, dass lange Windzeitreihen starke Inhomogenitäten beinhalten (vgl. STORCH ET AL. 1998). Als Folge dieses Inhomogenitätsproblems ist eine Trendanalyse der langfristigen Entwicklung

der klimatischen Erosivität auf Grundlage lokaler Windbeobachtungen nur eingeschränkt möglich und das Ergebnis mit nicht genau zu quantifizierenden Unsicherheiten behaftet.

Für die ereignisbezogene Modellierung äolischer Stofftransporte musste auf Schätzwerte aus der Literatur zurückgegriffen werden. Direkt messtechnisch erfasste, dokumentierte Winderosionsereignisse sind für das Untersuchungsgebiet nicht verfügbar. Aus den Klimamessreihen wurden die Modellinputparameter abgeleitet und durch die notwendigen pedologischen Eingangsgrößen ergänzt.

Für die ereignisbezogene Modellierung mit TEAMⁿ ist die zeitliche Auflösung und das Skalenniveau der zur Verfügung stehenden Wetterdaten als unzureichend zu bezeichnen. Bei den Stationsdaten handelt es sich um Beobachtungswerte, die zu den offiziellen Beobachtungszeitpunkten aufgenommen wurden. Die Winddaten der Station Husum (1435) für den Zeitraum 1891 bis 1973 sowie die Daten der Station Leck (1410) für den Zeitraum 1952 bis 1973 liegen nur ordinal skaliert vor. Für die Modellierung werden die Windgeschwindigkeitsdaten reklassifiziert und in metrische Daten überführt, darüber hinaus wird eine kontinuierliche Messreihe abgeleitet. Insbesondere die Metrisierung der ordinal skalierten Winddaten der Station Leck (1410) führt zu einer gewissen Unschärfe des Ergebnisses der Modellierung. Für den Repräsentanzzeitraum wurde auf Grundlage einer zufallsbasierten Modellierung der Windgeschwindigkeit innerhalb des durch die ordinal skalierten Daten vorgegebenen Wertebereiches eine Minimierung dieses Fehlers angestrebt.

Das Ergebnis der Modellierung ordnet sich größenordnungsmäßig in die Schätzung der ereignisbezogenen Bodenverluste durch HASSENPFUG (1998) ein. Neben der Ungenauigkeit der ereignisbezogenen Modellierung mit TEAMⁿ aufgrund der diskutierten Unschärfe der Eingangsdaten, sind auch die Schätzwerte des Bodenverlustes der Erosionsereignisse aus dem März 1969 mit einer nicht zu quantifizierenden Ungenauigkeit behaftet. Ausgehend von einer Schadenskartierung auf Grundlage von Luftbildaufnahmen, bestimmt HASSENPFUG (1998) Akkumulationsflächen und berechnet anhand durchschnittlicher Mächtigkeiten und Lagerungsdichten den Gesamtbodenverlust. Zur Berücksichtigung des über den Suspensionspfad ausgetragenen Sedimentanteils integriert er einen ebenfalls auf Schätzungen basierenden Korrekturterm.

Unter Berücksichtigung der diskutierten Ungenauigkeiten kann eine quantitative Bewertung des Modellergebnisses an dieser Stelle nicht vorgenommen werden. Unter Anwendung eines qualitativen Maßstabes muss die erzielte Genauigkeit der Modellierung jedoch als gut bezeichnet werden. Von einer Validierung des Modells TEAMⁿ für Feldbedingungen muss aufgrund des fehlenden Datenmaterials abgesehen werden.

7 Fazit und Ausblick

Im internationalen Kontext haben windbedingte Stofftransporte auf landwirtschaftlichen Nutzflächen entscheidenden Einfluss auf die Standortproduktivität und tragen langfristig gesehen in hohem Maße zur Degradation des Produktionsstandortes Boden bei. Dabei sind die Auswirkungen windbedingter Bodenverlagerung räumlich nicht auf die Erosionsflächen begrenzt. Aufgrund der Tatsache, dass es sich bei der Bodenerosion durch Wind um korngroßenselektive Transportprozesse handelt und der Transportmodus ebenso wie die Höhe und die Distanz, über die das Material verfrachtet wird eng an den Äquivalentdurchmesser der betrachteten Partikel gebunden ist, kommt es einerseits zu einem bevorzugten Transport feiner, leichter Bodenbestandteile mit überproportionalem Nährstoffgehalt, andererseits wird das Sediment sowohl flächenintern umgelagert als auch über die Feldgrenzen hinweg abtransportiert.

Die Komplexität des Erosionsprozesses, insbesondere des entscheidenden Faktors der Luftströmung, hat lange Zeit zu einer Fokussierung der Forschung auf den windbedingten Transport mineralischer Bodensubstanz und dessen Quantifizierung geführt. Das national wie auch international stark begrenzte Datenmaterial messtechnisch erfasster Ereignisse schränkt bis heute die Entwicklung und Validierung prozessbasierter Winderosionsmodelle stark ein. Sowohl für die Modellierung der Luftströmung über rauen Oberflächen als auch für die messtechnische Erfassung des Transportprozesses gilt die hohe räumliche und zeitliche Variabilität äolischer Stoffverlagerung und ihrer Steuergrößen als limitierender Faktor.

Die ökologischen wie auch die ökonomischen Folgen äolischer Stofftransporte in Agrarlandschaften sind aber nicht allein als Funktion der Verwehung mineralischer Bodensubstanz zu verstehen, partikelgebundene Nährstoffe und organische Substanz haben einen entscheidenden Anteil an den sich ergebenden „on-site“- und „off-site“-Effekten. Eine Quantifizierung des Gesamtstofftransportes würde die Genauigkeit der bislang nur als Schätzwerte zu verstehenden ökonomischen Folgen des gesamten Winderosionsprozesses erhöhen und darüber hinaus auch die ökologischen Auswirkungen äolischer Stofftransporte auf landwirtschaftlichen Nutzflächen besser abbilden helfen.

Drei Forschungsfragen, die in der Einführung formuliert und an dieser Stelle abschließend aufgegriffen und beantwortet werden sollen, stehen im Zentrum der vorliegenden Untersuchung:

- Inwieweit lassen sich Anreicherungsfaktoren für partikelgebundene Nährstoffe und organische Substanz im Windkanalexperiment und im Freilandversuch nachweisen und welchen Regelmäßigkeiten sind diese unterworfen?
- Ergeben sich in Abhängigkeit von der Strömungsgeschwindigkeit und der Bewindungsdauer unterschiedliche Transportprofile für den Partikeltransport und den daran gekoppelten Transport von Nährstoffen und organischer Substanz?
- Inwieweit lassen sich die Ergebnisse aus den Windkanalexperimenten auf Untersuchungen im Freiland übertragen?

Es konnten grundsätzliche Zusammenhänge zwischen der stofflichen Zusammensetzung des Ausgangssubstrates und des transportierten Materials im Rahmen der Windkanalexperimente nachgewiesen werden. Entgegen der Erwartung einer relativen Stoffanreicherung mit zunehmender Transporthöhe, konnte bei höhendifferenzierter Betrachtung des Sediment- und Stofftransportes eine Anreicherung im Windkanal nur für die unterste Transporthöhe nachgewiesen werden. Aufgrund der Reproduzierbarkeit der Ergebnisse muss davon ausgegangen werden, dass ein enger Zusammenhang zwischen der Zusammensetzung des Transportstroms und dem Versuchsaufbau, d.h. den spezifischen Strömungsbedingungen im Windkanal, besteht. Eine Korrelation zwischen einer bestimmten Korngrößenfraktion und dem höhendifferenziert transportierten Stoffgehalt konnte aus den Versuchen nicht abgeleitet werden. Einschränkung muss gesagt werden, dass aufgrund der geringen aufgefangenen Materialmengen eine umfassende Korngrößenanalyse für alle Versuche nicht möglich war.

Aufgrund ausbleibender Erosionsereignisse konnten keine Daten im Freiland gewonnen werden. Eine Ableitung von Anreicherungsfaktoren unter Freilandbedingungen und ein Vergleich des substratspezifischen äolischen Stofftransportes unter Windkanalbedingungen und unter natürlichen Strömungsbedingungen im Freiland ist daher nicht möglich.

Ein Zusammenhang zwischen Strömungsgeschwindigkeit und dem Transport von Sediment und partikulär gebundenen Nährstoffen und organischer Substanz konnte für das im Rahmen der Windkanalexperimente betrachtete Höhenprofil nicht dargestellt werden. Die abgeleiteten Anreicherungsbeziehungen zeigen sich ebenso unabhängig von der Versuchswindgeschwindigkeit wie auch von der Bewindungsdauer. Zwar wird erwartungsgemäß bei längerer Bewindung mehr Material pro Versuch transportiert, die

relative Transportmenge pro Zeiteinheit ist jedoch nur von der Strömungsgeschwindigkeit abhängig. Besondere Beachtung muss an dieser Stelle dem Bodenfeuchtezustand unter Bewindung im Windkanal zukommen, da die Versuche bei Oberbodenwassergehalten nahe dem permanenten Welkepunkt durchgeführt wurden, gilt die beschriebene Unabhängigkeit von der Bewindungsdauer nur für trockenen Boden. Es ist davon auszugehen, dass sowohl der Bodenverlust als auch die stoffliche Zusammensetzung des Transportstroms auf Standorten mit höheren Bodenwassergehalten einen Zusammenhang mit der Bewindungsdauer zeigen. Die Austrocknung der Bodenoberfläche unter Bewindungseinfluss führt zu einer zeitabhängigen Zunahme des äolischen Sedimenttransportes aufgrund nachlassender Adhäsionskräfte durch den Rückgang des Bodenwassergehaltes.

Die Gültigkeit der abgeleiteten Transportzusammenhänge beschränkt sich auf die Rahmenbedingungen der durchgeführten Versuche. Eine Extrapolation der Ergebnisse kann nur nach vorheriger Überprüfung stattfinden. Dies gilt sowohl im Hinblick auf das Bodenmaterial, seine physikalische und chemische Zusammensetzung als auch im Hinblick auf die hydrologischen und aerodynamischen Rahmenbedingungen der durchgeführten Versuche. Die zeitliche und räumliche Repräsentanz der Ergebnisse beschränkt sich auf die Versuchsdauer und die Erosionsmessfläche im Windkanal.

Die Frage nach der Übertragbarkeit der Ergebnisse der durchgeführten Windkanalexperimente auf Untersuchungen im Freiland kann vor dem Hintergrund der vorliegenden Arbeit nicht abschließend beantwortet werden. Das Ausbleiben von Freilandereignissen innerhalb des Untersuchungszeitraumes macht einen Vergleich der Transportzusammenhänge und eine Beurteilung der Übertragbarkeit nicht möglich.

Grundsätzlich muss aber berücksichtigt werden, dass das Windkanalexperiment nur als Modell des äolischen Stofftransportes im Freiland angesehen werden kann, Strömungsprofil und transportbestimmende Strömungseigenschaften werden durch die Kanalkonstruktion stark modifiziert bzw. verändert. Entscheidendes strömungsphysikalisches Merkmal für eine Abbildung des höhendifferenzierten äolischen Materialtransportes ist die Grenzschicht. Es konnte gezeigt werden, dass sich im Windkanal Grenzschichtströmungsbedingungen in einem Höhenprofil mit sehr geringer Mächtigkeit (bis 15 – 20 cm ü GOF) ausbilden. Darüber hinaus haben die Kanalwände großen Einfluss auf die Strömung, durch Reibung entlang dieser Grenzflächen kommt es zu einer ausgeprägten Modifikation der Strömung, so dass lediglich in einem eng begrenzten Teil des Gesamtquerschnitts unbeeinflusste Strömungsbedingungen angenommen werden können.

Vor diesem Hintergrund muss zusammenfassend gesagt werden, dass sich Windkanäle für die Ableitung von substratspezifischen Schwellenwindgeschwindigkeiten, Schwellenwindgeschwindigkeiten in Abhängigkeit vom Bodenwassergehalt oder auch Einflüssen unterschiedlicher Bodenrauhigkeiten auf den äolischen Sedimenttransport sehr gut eignen, wie in zahlreichen Untersuchungen der vergangenen Jahre gezeigt werden konnte. Versuche in Strömungskanälen haben hier einen wesentlichen Beitrag zum Prozessverständnis geleistet.

Die Erfassung des korngroßenselektiven, höhendifferenzierten äolischen Transportes von Sediment und partikulär gebundenen Nährstoffen sowie organischer Substanz setzt Strömungsbedingungen voraus, die denen in der atmosphärischen Grenzschicht entsprechen. Ein logarithmisches Windprofil vorausgesetzt, finden 50 % bis 80 % des Materialtransportes oberflächennah in einem Intervall bis 1,5 m ü GOF über den saltativen Transportpfad statt (Chepil 1945a). Je nach Zusammensetzung des Bodens werden aber auch durch Suspension relevante Mengen an Nährstoffen und organischer Substanz ausgetragen.

Geringmächtige Grenzschichten und relativ kurze Erosionsmessstrecken schränken den Einsatz von Windkanälen für die experimentelle Erforschung des windbedingten Stofftransportes stark ein. Es wird nur ein kleiner Ausschnitt des relevanten vertikalen Transportprofils abgebildet, der Suspensionstransport kann im Windkanalexperiment darüber hinaus keine Berücksichtigung finden. Anhaltspunkte für ein besseres Prozessverständnis bezüglich des äolischen Stofftransportes werden durch Versuche in Strömungskanälen geliefert. Einen Ersatz für Freilanduntersuchungen können sie weder für die Quantifizierung des Sedimenttransportes noch für den Transport partikulär gebundener Nährstoffe und organischer Substanz darstellen.

Vor dem Hintergrund der durchgeführten Untersuchungen und der erzielten Ergebnisse, lassen sich für die weitere wissenschaftliche Arbeit auf dem Gebiet der Quantifizierung äolischer Stofftransporte in Agrarlandschaften folgende Fragestellungen ableiten:

- Die aus den Versuchen abgeleiteten Anreicherungsbeziehungen für partikulär gebundene Nährstoffe und organische Substanz haben nur für die Dauer der durchgeführten Versuche Gültigkeit. Welcher zeitlichen Dynamik ist der äolische Stofftransport im Verlauf von Erosionsereignissen unterworfen?

- Die ereignisbezogene Erodibilität des Bodens wird maßgeblich durch die aktuelle Bodenfeuchte bestimmt. Welchen Einfluss hat der Bodenwassergehalt auf den äolischen Stofftransport? Ergeben sich in Abhängigkeit des Bodenwassergehaltes unterschiedliche Anreicherungsbeziehungen für partikulär gebundene Nährstoffe und organische Substanz?
- Lassen sich die Ansätze der vorliegenden Arbeit auch auf Substrate mit anderer Korngrößenzusammensetzung übertragen?

8 Zusammenfassung

Äolische Stofftransporte und die damit in Verbindung stehende langfristige Degradation des Bodens sind sowohl historisch als auch rezent in weiten Teilen der Erde zu beobachtende Prozesse. Eine Reduktion der natürlichen Bodenbedeckung durch Überweidung oder durch Bodenbearbeitung im Rahmen ackerbaulicher Flächennutzung führt in Regionen mit erhöhtem bodenbürtigem Erosionsrisiko und hoher klimatischer Erosivität zum Auftreten von windbedingtem Bodenabtrag. Weltweit sind ein Drittel der landwirtschaftlichen Nutzflächen durch Winderosion bedroht, die UNEP (1997) beziffert den Verlust an Anbauflächen durch Wasser- und Winderosion auf 7 Mio. ha pro Jahr.

Durch Kopplung empirisch-statistischer Stofftransportmodelle an ein bestehendes prozess-basiertes Winderosionsmodell soll im Rahmen der vorliegenden Arbeit ein Beitrag zur Quantifizierung und Modellierung äolischer Stofftransporte in Agrarlandschaften geleistet werden. Auf Grundlage von Freilandversuchen, Windkanalexperimenten und prozess-basierter Modellierung sollen drei wesentliche Forschungsfragen beantwortet werden: (i) Inwieweit lassen sich Anreicherungsbeziehungen für partikulär gebundene Nährstoffe und organische Substanz im äolischen Transportstrom im Vergleich zum Ausgangssubstrat nachweisen? (ii) Ergeben sich in Abhängigkeit von der Strömungsgeschwindigkeit und der Bewindungsdauer unterschiedliche Stofftransportprofile? (iii) Inwieweit lassen sich die Ergebnisse von Windkanalexperimenten auf Untersuchungen im Freiland übertragen?

Auf Grundlage der Windkanalexperimente konnten empirisch-statistische Transportmodelle für den Gesamtkohlenstofftransport und den Transport von pflanzenverfügbarem Phosphat und Kalium entwickelt werden. Die Integration der von den Prozessgrößen Strömungsgeschwindigkeit und Ereignisdauer unabhängigen Transportmodelle in das prozess-basierte Modell TEAM ermöglicht eine ereignisbezogene Modellierung und Quantifizierung des äolischen Sediment- und Stofftransportes für die leichten Böden der Sandergeest Nordmitteleuropas. Bei der Validierung des kalibrierten Sedimenttransportmodells TEAM und der erweiterten Modellversion TEAMⁿ ergaben sich durchweg hohe Vorhersagegüten ($R^2 \geq 0,7$). Die Modellierung eines realen Freilandereignisses zeigte eine gute Übereinstimmung mit den geschätzten Abtragsraten aus der Literatur.

Trendanalysen von Klimamessreihen aus dem Untersuchungsraum haben gezeigt, dass in den vergangenen 115 Jahren die Häufigkeit des Auftretens von erosiven Wetterlagen im potenziellen Erosionszeitraum leicht rückläufig ist. Die vor dem Hintergrund des Klimawandels diskutierte Zunahme von Starkwindereignissen und Extremwetterlagen gilt nach Analyse der verfügbaren Daten nicht für in Bezug auf den Winderosionsprozess als erosiv zu bezeichnende Wetterlagen im Untersuchungsgebiet.

9 Summary

Aeolian sediment transport and the associated longterm soil degradation is a global problem, both historical and actual. In regions with soils susceptible to wind erosion and high climatic erosivity the reduction of soil vegetation cover by overgrazing or tillage causes wind induced soil denudation. One third of the world's agricultural area is threatened by wind erosion. The UNEP (1997) estimates the loss of arable land due to wind and water erosion to be 7 million hectares per year.

This thesis aims to contribute to the quantitative modeling of aeolian soil transport on farmlands by coupling empirically based transport models for soil nutrients and organic matter to an existing physically based wind erosion model. Three research questions are addressed within this project: (i) Are there enrichment relations between the content of nutrients and organic matter in the transported sediment and the parent material? (ii) Do the sediment flux profile change as a function of wind velocity and event duration? (iii) Could the results of wind tunnel experiments be transferred to the findings of field investigations?

Based on wind tunnel experiments empirical transport models for aeolian total carbon, plant available phosphorous and potassium flux are developed. The enrichment relations found are independent of the process variables flow rate and event duration. The models are integrated as add-ons into the erosion model TEAM. The upgraded erosion simulation model called TEAMⁿ enables to an event-driven quantitative modeling of aeolian sediment, plant available nutrient and organic matter fluxes in agricultural areas of Northwest Germany. Validation of the TEAM model as well as TEAMⁿ show high accuracy of forecast levels ($R^2 = 0,7$). The results of a re-modelling of a well documented field event is in accordance with sediment flux estimates found in the literature.

Trend analysis of meteorological data from the research area shows, that the frequency of erosive weather conditions during periods of high potential wind erosion risk declined within the last 115 years. Increasing frequency of storms and extreme weather conditions as discussed within the context of climate change are not significant at this temporal and spatial scale.

10 Literaturverzeichnis

ABTEW, W., J. M. GREGORY & J. BORRELLI (1989): Wind profile: estimation of displacement height and aerodynamic roughness. In: Transactions of the ASAE. 32. 521-527.

AHNERT, F. (1996): Einführung in die Geomorphologie, Stuttgart.

ANDERSON, R. & B. HALLET (1986): Sediment transport by wind: towards a general model. In: Geological Society of America Bulletin. 97. 523-535.

BACH, M. & R. DUTTMANN (2006): Anwendung der DIN 19706 zur Abschätzung der Bodenerosionsgefährdung durch Wind als Grundlage für eine nachhaltige Landnutzungsplanung. Das Beispiel Goldelund. In: Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft. 108. 59-60.

BAGNOLD, R. A. (1954): The physics of blown sand and desert dunes. London.

BBodSchG (Bundes-Bodenschutzgesetz) (1998): Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten. In: Bundesgesetzesblatt. 1. 502.

BELLY, P.-Y. (1964): Sand movement by wind. Technical Memorandum No. 1, U.S. Army Coastal Engineering Research Center, Washington D.C..

BGR (Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe) (Hrsg.) (2000): Methodendokumentation Bodenkunde. In: Geologisches Jahrbuch. Reihe G. SG 1. Hannover.

BIELDERS, C. L., J.-L. RAJOT & M. AMADOU (2002): Transport of soil and nutrients by wind in bush fallow land and traditionally managed cultivated fields in the Sahel. In: Geoderma. 109. 19-39.

BMVEL (Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft) (Hrsg.) (2001): Gute fachliche Praxis zur Vorsorge gegen Bodenschadverdichtung und Bodenerosion, Bonn.

BÖHNER, J., W. SCHÄFER, O. CONRAD, J. GROSS & A. RINGELER (2003): The WEELS model: methods, results, limitations. In: Catena. 52. 289-308.

BÖHNER, J., J. GROSS & M. RIKSEN (2004): Impact of land use and climate change on wind erosion: prediction of wind erosion activity for various land use and climate scenarios using the WEELS wind erosion model. In: GOOSSENS, D. & M. RIKSEN (Hrsg.): Wind erosion and dust dynamics: observations, simulations, modelling. 169-192.

BONDY, E., L. LYLES & W. A. HAYES (1980): Computing soil erosion by periods using a wind energy distribution. In: Journal of Soil & Water Conservation. 35. 173-176.

BORRELLI, J., J. M. GREGORY & W. ABTEW (1989): Wind barriers: a reevaluation of height, spacing, and porosity. In: Transactions of the ASAE. 32. 2023-2027.

BUTLER, H. J., W. L. HOGARTH & G. H. MCTAINSH (1996): A source-based model for describing dust concentrations during wind erosion events: an initial study. In: Environmental Software. 11. 45-52.

CAPELLE, A. & R. LÜDERS (1985): Die potentielle Erosionsgefährdung der Böden in Niedersachsen. In: Göttinger Bodenkundliche Berichte. 83. 107-127.

CHEPIL, W. S. (1945a): Dynamics of wind erosion: I. Nature and movement of soil by wind. In: Soil Science. 60. 305-320.

CHEPIL, W. S. (1945b): Dynamics of wind erosion: II. Initiation of soil movement. In: Soil Science. 60. 397-411.

CHEPIL, W. S. (1945c): Dynamics of wind erosion: III. The transport capacity of the wind. In: Soil Science. 60. 475-480.

CHEPIL, W. S. (1946a): Dynamics of wind erosion: IV. The translocating and abrasive action of the wind. In: Soil Science. 61. 167-177.

CHEPIL, W. S. (1946b): Dynamics of wind erosion: V. Cumulative intensity of soil drifting across eroding fields. In: Soil Science. 61. 257-263.

CHEPIL, W. S. (1946c): Dynamics of wind erosion: VI. Sorting of soil material by the wind. In: Soil Science. 61. 331-340.

CHEPIL, W. S. (1950a): Properties of soil which influence wind erosion: I. The governing principle of surface roughness. In: Soil Science. 69. 149-162.

CHEPIL, W. S. (1950b): Properties of soil which influence wind erosion: II. Dry aggregate structure as an index of erodibility. In: Soil Science. 69. 403-414.

CHEPIL, W. S. (1957): Sedimentary characteristics of dust storms: III. Composition of suspended dust. In: American Journal of Science. 255. 206-213.

CHEPIL, W. S. & N. P. WOODRUFF (1954): Estimations of wind erodibility of field surfaces. In: Journal of Soil & Water Conservation. 9. 257-265.

CHEPIL, W. S., F. H. SIDDOWAY & N. P. WOODRUFF (1962): Climatic factor for influencing wind erodibility of farm fields. In: Journal of Soil & Water Conservation. 17. 162-165.

COLE, G. W., L. LYLES & L. J. HAGEN (1983): A simulation model of daily wind erosion soil loss. In: Transactions of the ASAE. 26. 1758-1765.

COMIS, D. & M. GERRIETTS (1994): Stemming wind erosion. In: Agricultural Research. 42. 8-15.

DEGN, C., U. MUUSS & H.P. JORZICK (1979): Topographischer Atlas Schleswig-Holstein und Hamburg. Neumünster.

DIN (Deutsches Institut für Normung) (Hrsg.) (1992): Kationen. Bestimmung von Kalium mittels Atomabsorptionsspektrometrie (AAS) in der Luft-Acetylen-Flamme (E13). DIN-Norm 38406, Berlin.

DIN (Deutsches Institut für Normung) (Hrsg.) (2000): Partikelgrößenanalyse. Laserbeugungsverfahren – Allgemeine Grundlagen. DIN-ISO-Norm 13320-1, Berlin.

DIN (Deutsches Institut für Normung) (Hrsg.) (2003): Bodenbeschaffenheit. Ermittlung der Erosionsgefährdung von Böden durch Wind. DIN-Norm 19706, Berlin.

DIN (Deutsches Institut für Normung) (Hrsg.) (2007): Prüfung fester Brennstoffe. Bestimmung des Gesamtgehaltes an Kohlenstoff, Wasserstoff und Stickstoff. Instrumentelle Methoden. DIN-Norm 51732, Berlin.

DIREKTZAHLVERPFLG (Direktzahlungen-Verpflichtungengesetz) (2004): Gesetz zur Regelung der Einhaltung anderweitiger Verpflichtungen durch Landwirte im Rahmen gemeinschaftsrechtlicher Vorschriften über Direktzahlungen. In: Bundesgesetzesblatt. 1. 1767-1769.

DÖRFLER, W. (2000): Palynologische Untersuchungen zur Vegetations- und Landschaftsentwicklung von Joldelund, Kreis Nordfriesland. In: HAFFNER, A., H. JÖNS & J. REICHSTEIN (Hrsg.): Frühe Eisengewinnung in Joldelund, Kreis Nordfriesland. Ein Beitrag zur Siedlungs- und Technikgeschichte Schleswig-Holsteins. Teil2: Naturwissenschaftliche Untersuchungen zur Metallurgie und Vegetationsgeschichte. Universitätsforschungen zur prähistorischen Archäologie aus dem Institut für Ur- und Frühgeschichte der Universität Kiel. 59. Bonn. 147-207.

DURST, C.S. (1960): Wind speeds over short periods of time. In: Meteorological Magazine. 89. 181-186.

DÜWEL, O. (2000): Die Bedeutung der Bodenrauhigkeit für die Bodenerosion durch Wind. Ein Beitrag zur Quantifizierung der Bodernverluste. In: Geologisches Jahrbuch, Reihe F, SF 1, Hannover.

DUTTMANN, R., H. FLEIGE, R. HORN & M. BACH (2004): Landschafts- und Bodenentwicklung im Raum Goldelund (Schleswiger Geest) unter Berücksichtigung der Winderosion. In: EcoSys. 41. 130-151.

DUTTMANN, R., A. HERZIG & M. BACH (2005): Prozessmodellierung in der Landschaftsökologie – Modellanwendungen zum Boden- und Gewässerschutz. In: Regio Basiliensis. 46. 49-58.

DUTTMANN, R., A. HERZIG & M. BACH (2007): Erarbeitung und Anwendung eines Verfahrens zur Landesweiten Abschätzung der Winderosionsgefährdung des Bodens, Kiel. (unveröffentlicht)

EEA (Europäische Umweltagentur) (Hrsg.) (1998): Europe`s environment. The second assessment, Kopenhagen.

EEA (Europäische Umweltagentur) (Hrsg.) (1999): Europas Umwelt: Einige Erfolge, aber die Umwelt ist weiter unter Druck, Kopenhagen.

EEA (Europäische Umweltagentur) (Hrsg.) (2003 a): Assessment and reporting on soil erosion. Background and workshop report, Kopenhagen.

EEA (Europäische Umweltagentur) (Hrsg.) (2003 b): Europe`s environment. The third assessment, Kopenhagen.

ELLENBERG, H. (1978): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer Sicht. Stuttgart.

EMEIS, C. (1909): Zur Waldkultur auf dem Ödlande in Schleswig Holstein. Ohne Ort.

ETLING, D. (2002): Theoretische Meteorologie, Berlin.

FAL (Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft) (Hrsg.) (2005): Fächer zur Bestimmung des Bodenbedeckungsgrades durch organische Rückstände, Braunschweig.

FANGMEIER, D., W. ELLIOR, ST. WORKMAN, R. HUFFMANN & G. SCHWAB (2006): Soil and water conservation engineering. Clifton Park.

FRÄNZLE, O. (1985): Erläuterungen zur geomorphologischen Karte 1:100 000 der Bundesrepublik Deutschland. GMK 100, Blatt7, C 1518 Husum. Berlin.

FREDE, H.-G. & S. DABBERT (1999): Handbuch zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft. Landsberg.

FRIELINGHAUS, M., H. PETELKAU, H. SCHÄFER, K. SEIDEL & L. MÜLLER (2001): Soil indicator systems – the basis for soil conservation decisions to control soil erosion and soil compaction. In: Archives of Agronomy & Soil Science. 47. 19-35.

FRYREAR, D. W. (1984): Soil ridges-clods and wind erosion. In: Transactions of the ASAE. 27. 445-448.

FRYREAR, D. W. (1998): Mechanics, measurement and modelling of wind erosion. In: Advances in GeoEcology. 31. 291-300.

FRYREAR, D. W., J. D. BILBRO & A. SALEH (2000): RWEQ. Improved wind erosion technology. In: Journal of Soil & Water Conservation. 55. 183-189.

FUNK, R. (1995): Quantifizierung der Winderosion auf einem Sandstandort Brandenburgs unter besonderer Berücksichtigung der Vegetationswirkung. ZALF-Berichte. 16. Müncheberg.

FUNK, R. & L. VOELKER (1998): Einschätzung der potentiellen Winderosionsgefährdung in Mecklenburg-Vorpommern im Landesmaßstab mit der Revised Wind Erosion Equation. In: Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft. 88. 557-560.

FUNK, R., D. DEUMLICH, L. VÖLKER & J. STEIDL (2004): GIS application to estimate the wind erosion risk in the Federal State of Brandenburg. In: GOOSSENS, D. & M. RIKSEN (Hrsg.): Wind erosion and dust dynamics: observations, simulations, modelling. Wageningen, 139-149.

FUNK, R., E. L. SKIDMORE & L. HAGEN (2004): Comparison of wind erosion measurements in Germany with simulated soil losses by WEPS. In: Environmental Modelling & Software. 19. 177-183.

FUNK, R. & H. I. REUTER (2006): Wind erosion. In: Boardman, J. & J. Poesen (Hrsg.): Soil erosion in Europe, Chichester, 563-582.

GEBHARDT, H., R. GLASER, U. RADTKE & P. REUTER (2007): Geographie. Physische Geographie und Humangeographie, München.

GOOSSENS, D. (2003): On-site and off-site effects of wind erosion. In: WARREN, A. (Hrsg.): Wind erosion on agricultural land in Europe. Brüssel, 29-38.

GOOSSENS, D. (2004): Net loss and transport of organic matter during wind erosion on loamy sandy soil. In: GOOSSENS, D. & M. RIKSEN (Hrsg.): Wind erosion and dust dynamics: observations, simulations and modelling, Wageningen, 81-102.

GOOSSENS, D., Z. OFFER & G. LONDON (2000): Wind tunnel and field calibration of five aeolian sand traps. In: Geomorphology. 35. 233-252.

GREGORY, J. M. (1984): Prediction of soil erosion by water and wind for various fractions of cover. In: Transactions of the ASAE. 37. 1345-1351.

GREGORY, J. M. (1991): Wind erosion: prediction and control. Report prepared for the US Army Corps of Engineers, Vicksburg.

GREGORY, J. M. & C. B. FEDLER (1986): Model evaluation and research verification (MERV). Paper presented at the 1986 summer meeting of ASAE, California Polytech Institute, San Luis. Paper No. 865032.

GREGORY, J. M., R. PETERSON, J. LEE & G. R. WILSON (1989): Modeling wind and relative humidity effects on air quality. (unveröffentlicht)

GREGORY, J. M. & M. M. DARWISH (2002): Prediction success with integrated, process-based wind-erosion model. In: LEE, J. A. & ZOBECK, T. (Hrsg.): Proceedings of the ICAR5/GCTE-SEN Joint Conference. Lubbock, 246-251.

GREGORY, J. M., G. R. WILSON, U. B. SINGH & M. M. DARWISH (2004): TEAM: integrated, process-based wind-erosion model. In: Environmental Modelling & Software. 19. 205-215.

GRIPP, K. (1967): Flugsand, Dünen, Vorgeschichte. In: Fundamenta. 2. 228-243.

GROSS, J. (2002): Quantifizierung windbedingter Staubausträge in Agrarlandschaften Niedersachsens. Geosynthesis. 12. Hannover.

GROSS, J. & L. BÄRRING (2003): Wind erosion in Europe: where and when. In: WARREN, A. (Hrsg.): Wind erosion on agricultural land in Europe. Brüssel, 13-28.

HAGEN, L. (1991): A wind erosion prediction system to meet user needs. In: Journal of Soil & Water Conservation. 46.106-112.

HAGEN, L. (2004): Evaluation of the wind erosion prediction system (WEPS) erosion submodel on cropland fields. In: Environmental Modelling & Software. 19. 171-176.

HARTGE, H.-P. & R. HORN (1992): Die physikalische Untersuchung von Böden, Stuttgart.

IPCC (INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE) (Hrsg.) (2007): Climate change 2007, Cambridge.

IWERSEN, J. (1953): Windschutz in Schleswig-Holstein. Aufgezeigt am Beispiel der Schleswigschen Geest. Gottorfer Schriften. 2. Schleswig.

JÄGGI, W. (1976): Die Bestimmung der CO₂-Bildung als Maß der bodenbiologischen Aktivität. In: Schweizerische landwirtschaftliche Forschung. 15. 371-380.

JATHO, G. (1969): Flugsandbildung im Bereich der Soholmer Au. Dissertation an der Christian-Albrechts-Universität Kiel.

JONAS, M., T. STAEGE & CH.-D. SCHÖNWIESE (2005): Berechnung der Wahrscheinlichkeit für das Eintreten von Extremereignissen durch Klimaänderungen – Schwerpunkt Deutschland. In: Climate Change. 7. Berlin.

JÖRGENSEN, S. E. (1994): Fundamentals of ecological modelling. Amsterdam.

KACZOREK, D., M. SOMMER, I. ANDRUSCHKEWITSCH, L. OKTAB, Z. CZERWINSKI & K. STAHR (2004): A comparative micromorphological and chemical study of „Raseneisenstein“ (bog iron ore) and „Ortstein“. In: Geoderma. 121. 83-94.

KOM (Kommission der Europäischen Gemeinschaften) (Hrsg.) (2006 a): Arbeitsdokument der Kommissionsdienststellen. Begleitdokument zur Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament, den Rat, den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen. Thematische Strategie für den Bodenschutz. Zusammenfassung der Folgenabschätzung. SEK 2006/ 1165, Brüssel.

KOM (Kommission der Europäischen Gemeinschaften) (Hrsg.) (2006 b): Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament, den Rat, den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen. Thematische Strategie für den Bodenschutz. KOM 2006/ 231/ 2, Brüssel.

KUNTZE, H., R. BEINHAUER & G. TETZLAFF (1990): Quantifizierung der Bodenerosion durch Wind: I. Schlußbericht BMFT-Verbundprojekt. Projekt 0339058 A, B, C. Hannover.

KUNTZE, H., W., SCHÄFER & O. DÜWEL (1995): Quantifizierung der Bodenerosion durch Wind II, Teilvorhaben A: Erfassung des Parameters Rauigkeit mit bodenkundlichen Methoden, Projekt-Nr. 0339332 A, Bremen.

LARNEY, F. J., M. S. BULLOCK, H. H. JANZEN, B. H. ELLERT & E. C. OLSON (1998): Wind erosion effects on nutrient redistribution and soil productivity. In: Journal of Soil & Water Conservation. 53. 133-140.

LBodSchG (Landesbodenschutz- und Altlastengesetz) (2002): Gesetz zur Ausführung und Ergänzung des Bundes-Bodenschutzgesetzes. In: Gesetzes- und Verordnungsblatt Schleswig-Holstein. 2002. 60.

LEYS, J. & G. McTAINSH (1994): Soil loss and nutrient decline by wind erosion. Cause for concern. In: Australian Journal of Soil & Water Conservation. 7. 30-35.

LIEDTKE, H. & J. MARCINEK (2002): Physische Geographie Deutschlands. Gotha.

LU, H. & Y. SHAO (2001): Toward quantitative prediction of dust storms: an integrated wind erosion modelling system and its application. In: Environmental Modelling & Software. 16. 233-249.

McTAINSH, G. H., J. F. LEYS & W. G. NICKLING (1999): Wind erodibility of arid lands in the channel country of western Queensland, Australia. In: Zeitschrift für Geomorphologie. 116. 113-130.

MAGER, F. (1930): Entwicklungsgeschichte der Kulturlandschaft des Herzogtums Schleswig in historischer Zeit. Veröffentlichungen der Schleswig-Holsteinischen Universitätsgesellschaft. 25. Breslau.

MEYNEN, E. & J. SCHMITHÜSEN (1953): Handbuch der Naturräumlichen Gliederung Deutschlands. Bad Godesberg.

MLUR (Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein) (Hrsg.) (2008): Umweltbericht des Landes Schleswig-Holstein, Kiel. (www.umweltbericht-sh.de – 06.03.2008)

MORGAN, R. P. C. (2005): Soil erosion and conservation. Oxford.

NEEMANN, W., W. SCHÄFER & H. KUNTZE (1989): Quantifizierung der Bodenerosion durch Wind. In: Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft. 59. 1117-1120.

NEEMANN, W. (1991): Bestimmung des Bodenerodierbarkeitsfaktors für winderosionsgefährdete Böden Norddeutschlands – Ein Beitrag zur Quantifizierung der Bodenverluste. In: Geologisches Jahrbuch. 25. Hannover.

OERTEL, H. (Hrsg.) (2001): Prandtl-Führer durch die Strömungslehre, Braunschweig.

- PIMENTEL, D. & N. KOUNANG (1998): Ecology of soil erosion in ecosystems. In: Ecosystems. 1. 416-426.
- POLLET, I., D. GABRIELS & W. CORNELIS (1998): The catch efficiency of a windblown-sand collector: a wind tunnel study. In: Pedologie Themata. 5. 75-78.
- POTTER, K. N., J. R. WILLIAMS, F. J. LARNEY & M. S. BULLOCK (1998): Evaluation of EPIC's wind erosion submodel using data from southern Alberta. In: Canadian Journal of Soil Science. 78. 485-492.
- PROGRAMM NORD (Hrsg.) (1979): 25 Jahre Programm Nord. Gezielte Landentwicklung. Kiel.
- PURI, A. N., E. M. CROWTHER & B. A. KEEN (1925): The relation between the vapour pressure and water content of soils. In: The Journal of Agricultural Science. 15. 68-88.
- RAPP, J. (2000): Konzeption, Problematik und Ergebnisse klimatologischer Trendanalysen für Europa und Deutschland. In: Berichte des Deutschen Wetterdienstes, 212, Offenbach.
- RIEDEL, W. (1997): Naturräumliche Voraussetzungen am Kammberg von Joldelund. In: JÖNS, H. (Hrsg.): Frühe Eisengewinnung in Joldelund, Keis Nordfriesland. Ein Bezug zur Siedlungs- und Technikgeschichte Schleswig-Holsteins. Teil 1: Einführung, Naturraum, Prospektionsmethoden und archäologische Untersuchungen. Universitätsforschungen zur prähistorischen Archäologie aus dem Institut für Ur- und Frühgeschichte der Universität Kiel. 40. Bonn. 3-11.
- RIKSEN, M. & S. FAYER-VISSER (ohne Jahr): Predicting the effect of tilling practices on wind erosion activity. Application of WEPS in Western Europe (unveröffentlicht).
- ROEDEL, W. (1994): Physik unserer Umwelt. Die Atmosphäre, Berlin.
- SACHS, L. (2000): Angewandte Statistik, Berlin.
- SALEH, A. (1994): Measuring and predicting ridge-orientation effect on soil surface roughness. In: Soil Science Society of America Journal. 58. 1228-1230.
- SCHEFFER, F. & P. SCHACHTSCHABEL (2002): Lehrbuch der Bodenkunde, Heidelberg.

SCHERTZ, D., W. MOLDENHAUER, D. FRANZMEIER & H. SINCLAIR (1985): Field evaluation of the effect of soil erosion on crop productivity. In: AMERICAN SOCIETY OF AGRICULTURAL ENGINEERS (Hrsg.): Erosion and soil productivity. ASAE publication. 8-85. 9-17.

SCHLICHTING, E., H.-P. BLUME & K. STAHR (1995): Bodenkundliches Praktikum, Berlin.

SHAO, Y. (2000): Physics and modelling of wind erosion. Dordrecht.

SHAO, Y., M. RAUPACH & D. SHORT (1994): Preliminary assessment of wind erosion patterns in the Murray-Darling Basin. In: Australian Journal of Soil and Water Conservation. 7. 46-51.

SHARPLEY, A. N. & J. R. WILLIAMS (Hrsg.) (1990): EPIC – Erosion/productivity impact calculator. Model documentation. In: USDA Technical Bulletin, 1768.

SIDDOWAY, F.H., W.S. CHEPIL & D.V. ARMBRUST (1965): Effect of kind, amount and placement of residue on wind erosion control. In: Transactions of the ASAE. 8. 327-331.

SPEKAT, A., W. ENKE & F. KREIENKAMP (2007): Neuentwicklung von regional hoch aufgelösten Wetterlagen für Deutschland und Bereitstellung regionaler Klimaszenarios auf der Basis von Klimasimulationen mit dem Regionalisierungsmodell WETTREG auf der Basis von globalen Klimasimulationen mit ECHAM5/ MPI-OM T63L31 2010 bis 2100 für die SRES-Szenarios B1, A1B und A2. In: UBA (Hrsg.): Publikationen des Umweltbundesamtes. Förderkennzeichen 20421138, Potsdam.

STERK, G. (1993): Description and calibration of sediment samplers. Sahelian Wind Erosion Research Project, Report III. Wageningen.

STERK, G., L. HERRMANN & A. BANTIONO (1996): Wind-blown nutrient transport and soil productivity changes in southwest Niger. In: Land Degradation & Development. 7. 325-335.

STORCH, H. v., H. LANGENBERG & T. POHLMANN (1998): Stürme, Seegang und Sturmfluten im Nordostatlantik. In: LOZAN, J., H. GRASSL & P. HUPFER (Hrsg.): Warnsignal Klima. Hamburg. 182-189.

STREHL, E. (1999): Erläuterungen zur Geologischen Karte von Schleswig-Holstein 1:25 000, Drelsdorf, Jörl, 1320, 1321. Flintbek.

- TATARKO, J. & L. WAGNER (2002): Using WEPS with measured data. In: LEE, J. & T. ZOBECK (Hrsg.): Proceedings of ICAR5/GCTE-SEN joint conference. 282-284.
- TRÖMMEL, S. (2004): Statistische Modellierung von Klimazeitreihen. Dissertation an der Johann Wolfgang Goethe – Universität, Frankfurt am Main.
- THIERMANN, A., J. SBRESNY & W. SCHÄFER (2000): Ermittlung der Erosionsgefährdung durch Wind. In: Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft. 92.104-107.
- UNEP (UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME) (Hrsg.) (1997): World atlas of desertification, Nairobi.
- VAN PELT, R. S. & T. M. ZOBECK (2004): Validation of the wind erosion equation (WEQ) for discrete periods. In: Environmental Modelling & Software. 19. 199-203.
- VAN PELT, R. S., T. M. ZOBECK, K. N. POTTER, J. E. STOUT & T. W. POPHAM (2004): Validation of the wind erosion stochastic simulator (WESS) and the revised wind erosion equation (RWEQ) for single events. In: Environmental Modelling & Software. 19. 191-198.
- VDLUFA (Verband deutscher landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten) (Hrsg.) (1991a): Bestimmung von Phosphor und Kalium im Doppellactat-(DL)-Auszug. VDLUFA A 6212, Darmstadt.
- VDLUFA (Verband deutscher landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten) (Hrsg.) (1991b): Bestimmung des pflanzenverfügbaren Magnesiums im Calciumchlorid-Auszug. VDLUFA A 6241, Darmstadt.
- VISSER, S. M., G. STERK & D. KARSENBERG (2005a): Wind erosion modelling in a Sahelian environment. In: Environmental Modelling & Software. 20. 69-84.
- VISSER, S. M., L. STROOSNIJDER & W. J. CHARDON (2005b): Nutrient losses by wind and water, measurements and modelling. In: Catena. 63. 1-22.
- VISSER, S. M. & G. STERK (2007): Nutrient dynamics – wind and water erosion at the village scale in the Sahel. In: Land Degradation & Development. 18. 578-588.

- WAGNER, L. & L. HAGEN (2001): Application of WEPS generated soil loss components to assess off-site impacts. In: STOTT, D., R. MOHTAR & G. STEINHARDT (Hrsg.): Sustaining the global farm. 935-939.
- WARREN, A. (Hrsg.) (2000): Wind erosion on european light soils. Final report to the European Union Commission. London.
- WARREN, A. (2007): Systainability: a view from the wind-eroded field. In: Journal of Environmental Sciences. 19. 470-474.
- WEBB, N. P., H. A. MCGOWAN, S. R. PHINN & G. MCTAINSH (2006): AUSLEM (AUStralian Land Erodibility Model): A tool for identifying wind erosion hazard in Australia. In: Geomorphology. 78. 179-200.
- WILSON, S. J. & R. U. COOKE (1980): Wind erosion. In: KIRKBY, M. J. & R. P. C. MORGAN (Hrsg.): Soil Erosion, Chichester. 217-251.
- WILSON, S. J. (1994): Modeling wind erosion: detachment and maximum transport rate. Ph. D. Dissertation, unveröffentlicht, Lubbock.
- WOODRUFF, N. P. & F. H. SIDDOWAY (1965): A wind erosion equation. In: Proceedings of the Soil Science Society of America. 29. 602-608.
- YOON, J. & L. A. DISRUD (1993): Evaluation of agriculutral nonpoint source pollution control on water quality in southwesern North Dakota with AGNPS-model, Fargo.
- YOUNG, R. A., C. A. ONSTAD, D. D. BOSCH & W. P. ANDERSON (1994): Agricultural non-point source pollution model (AGNPS). User`s guide, Washington.
- ZOBECK, T. & D. W. FRYREAR (1986): Chemical and physical characteristics of windblown sediment. II. Chemical characteristics and total soil and nutrient discharge. In: Transactions of the ASAE. 29. 1037-1041.
- ZOBECK, T., FRYREAR, D. W. & R. D. PETTIT (1989): Management effects on wind-eroded sediment and plant nutrients. In: Journal of Soil & Water Conservation. 44. 160-163.